

# **Untersuchung der technischen, geologischen und klimatischen Einflussfaktoren auf bergbauinduzierte Feinstaubemissionen**

Dissertation  
zur Erlangung des Doktorgrades  
der Ingenieurwissenschaften

vorgelegt von  
M. Sc. Marian Pascal Rittmeier  
aus Northeim, Deutschland

genehmigt von der Fakultät für Energie- und Wirtschaftswissenschaften  
der Technischen Universität Clausthal

Tag der mündlichen Prüfung  
04. November 2020

Dekan:

Univ.-Prof. Dr. rer. nat. habil. Bernd Lehmann

Vorsitzender der Promotionskommission:

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Norbert Meyer

Betreuer:

Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. Hossein Tudesghi

Gutachter:

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Oliver Langefeld

## **Danksagung**

Die vorliegende Dissertationsschrift habe ich auf Grundlage meiner Forschungsarbeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Bergbau der Technischen Universität Clausthal angefertigt. An dieser Stelle möchte ich den Menschen Dank sagen, die mich auf diesem Weg unterstützt haben.

Zuerst danke ich meinem Doktorvater Herrn Professor Dr.-Ing. habil. Hossein Tudescki für die Betreuung und Unterstützung dieser Arbeit. Herrn Professor Dr.-Ing. Oliver Langefeld danke ich für Übernahme der Aufgabe als Gutachter.

Des Weiteren gilt mein Dank Herrn Dr.-Ing. Tao Xu für seine wertvollen Anregungen bei der Erstellung der Arbeit und meinen wissenschaftlichen Hilfskräften Gabriel Fischer, Heinrich Lux, Lydia Ziemer, Lisa Hakelberg und Sebastian Gutsche für deren Unterstützung bei der Durchführung der Messungen. Außerdem danke ich meinen Kollegen im Institut für Bergbau und in den Werkstätten für die gute Zusammenarbeit.

Abschließend bedanke ich mich bei meiner Familie für die seelische und moralische Unterstützung. Besonderer Dank gilt Frau Maria Rittmeier für die Korrekturarbeiten.

Clausthal, November 2020



---

## Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis .....	V
Tabellenverzeichnis.....	XI
Formelverzeichnis .....	XVII
Abkürzungsverzeichnis .....	XIX
1    Einleitung .....	1
1.1    Problemdarstellung und Zielsetzung .....	1
1.2    Grundlegende Begriffe .....	4
2    Entstehungsmechanismen und Wirkungen von Stäuben .....	7
3    Rechtssituation, Stand der Technik und Forschung .....	9
3.1    Rechtssituation.....	9
3.1.1    EU-Richtlinien .....	9
3.1.2    TA Luft.....	10
3.1.3    Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister.....	11
3.2    VDI-Richtlinie 3790 .....	11
3.2.1    Grundlagen .....	11
3.2.2    Berechnung der Emissionsfaktoren.....	13
3.2.3    Grenzen bei der Bestimmung von Emissionen .....	16
3.3    VDI-Richtlinie 4285 - Messmethoden zur Erfassung diffuser Emissionen .....	18
3.3.1    Grundlagen .....	18
3.3.2    Methoden zur Bestimmung der Emissionen diffuser Quellen .....	20
3.3.2.1    Direkte Methoden .....	20
3.3.2.2    Indirekte Methoden .....	22
3.3.3    Fazit - VDI-Richtlinie 4285 .....	23
3.4    Messkonzept .....	25
3.5    Messgeräte .....	30

---

3.5.1	Staubmessgeräte .....	30
3.5.2	Flügelradanemometer .....	35
3.6	Methodik der Auswertung .....	35
3.7	Bestimmung des Wassergehalts .....	39
3.7.1	Probennahme .....	40
3.7.2	Gravimetrische Bestimmung des Wassergehalts .....	40
3.8	Gesteinsindustrie .....	41
3.8.1	Festgesteinstagebau .....	42
3.8.2	Lockergesteinstagebau .....	43
3.9	Stand der Forschung .....	43
4	Arbeitskonzept .....	47
5	Betriebe und erfasste Betriebsvorgänge/Staubquellen .....	49
6	Datenüberprüfung und -analyse .....	55
6.1	Datenüberprüfung der Staubemissionsmessungen .....	55
6.2	Datenanalyse der Staubemissionsmessungen und Wetterdaten .....	56
6.2.1	Muschelkalk .....	56
6.2.2	Wetterdaten Muschelkalk.....	68
6.2.3	Quarzsand.....	70
6.2.4	Wetterdaten Quarzsand .....	84
6.2.5	Rhyolith.....	87
6.2.6	Wetterdaten Rhyolith .....	98
6.2.7	Kalkstein.....	100
6.2.8	Wetterdaten Kalkstein .....	109
6.2.9	Gabbro.....	111
6.2.10	Wetterdaten Gabbro .....	119
6.3	Fazit .....	122
7	Vergleich der ermittelten Emissionsfaktoren mit den Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790 .....	123

---

7.1	Berechnung der Emissionsfaktoren anhand der Messungen .....	123
7.2	Berechnung der Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790 .....	126
7.2.1	Berechnungen der Emissionsfaktoren im Muschelkalkbetrieb .....	126
7.2.2	Berechnungen der Emissionsfaktoren im Quarzsandbetrieb .....	127
7.2.3	Berechnungen der Emissionsfaktoren im Rhyolithbetrieb.....	128
7.2.4	Berechnungen der Emissionsfaktoren im Kalksteinbetrieb .....	129
7.2.5	Berechnungen der Emissionsfaktoren im Gabbrobetrieb.....	130
7.3	Vergleich der Messwerte mit den VDI-Werten.....	131
7.3.1	Muschelkalk .....	131
7.3.2	Quarzsand.....	133
7.3.3	Rhyolith.....	135
7.3.4	Kalkstein.....	137
7.3.5	Gabbro.....	138
7.4	Einordnung des VDI-Gewichtungsfaktors a.....	139
7.5	Fazit .....	143
8	Untersuchung der Auswirkung der Einflussfaktoren auf die Staubemissionen .....	147
8.1	Einfluss der Materialfeuchtigkeit auf die Staubemissionen .....	147
8.2	Einfluss der Temperatur auf die Staubemissionen .....	155
8.3	Einfluss der relativen Luftfeuchtigkeit auf die Staubemissionen .....	161
8.4	Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die Staubemissionen.....	166
8.5	Einfluss der Jahreszeiten auf die Staubemissionen .....	172
8.6	Einfluss der Gesteinsgenese auf die Staubemissionen .....	178
8.7	Einfluss des Fahrzeuggewichts auf die Staubemissionen der Fahrten .....	186
8.8	Einfluss der Verfahren auf die Staubemissionen.....	187
8.9	Fazit .....	193
9	Weitergehende Untersuchungen der Staubemissionen der Fahrbewegungen.....	199
9.1	Wetterdaten der weitergehenden Untersuchungen der Staubemissionen der Fahrbewegungen .....	199

---

9.2	Bestimmung des Wassergehalts .....	201
9.2.1	Probennahme .....	202
9.2.2	Ergebnisse der Wassergehaltsbestimmung .....	202
9.3	Korngrößenanalyse .....	203
9.3.1	Bestimmung der Korngrößenverteilung .....	204
9.3.2	Ergebnisse der Korngrößenanalyse .....	207
9.4	Berücksichtigung der Fahrzeuggeschwindigkeit .....	210
9.5	Einfluss der untersuchten Parameter auf die Höhe der Staubemissionen.....	210
9.5.1	Einfluss der Feuchtigkeit des Oberflächenmaterials der Fahrbahn.....	211
9.5.2	Einfluss der Korngrößenverteilung des Oberflächenmaterials der Fahrbahn ..	216
9.5.3	Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit.....	219
9.6	Fazit .....	223
10	Fazit und Ausblick .....	225
	Literaturverzeichnis.....	233
	Anhang - Wetterdaten .....	239
	Anhang – Auswirkungen der Einflussfaktoren .....	249



---

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Aerodynamischer Partikeldurchmesser unterschiedlicher Staubfraktionen [13]	8
Abbildung 3-1: Modifiziertes Messprinzip [8]	26
Abbildung 3-2: Schematische Darstellung der Ermittlung von Staubbelastungen [8]	27
Abbildung 3-3: Abschätzung der Abmessungen einer Staubwolke am Beispiel der Fahrt eines Radladers	28
Abbildung 3-4: Messtechnische Erfassung der Abmessungen der Staubwolke	28
Abbildung 3-5: Ermittlung der Geometrie einer Staubwolke durch Staubkonzentrationsmessung [8]	29
Abbildung 3-6: Vorrichtung zur Kalibrierung der Staubmessgeräte	33
Abbildung 6-1: Vergleich der Staubkonzentrationen der Luv- und Leemessungen [3]	55
Abbildung 6-2: Materialaufnahme durch den Radlader im Muschelkalk	57
Abbildung 6-3: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufnahme durch den Radlader im Muschelkalk	57
Abbildung 6-4: Transportfahrt (links) und Leerfahrt (rechts) des Radladers im Muschelkalk	58
Abbildung 6-5: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt des Radladers im Muschelkalk	59
Abbildung 6-6: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt des Radladers im Muschelkalk	61
Abbildung 6-7: Materialaufgabe durch den Radlader im Muschelkalk (links trockenes, staubendes und rechts feuchtes, nicht staubendes Material)	62
Abbildung 6-8: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufgabe durch den Radlader im Muschelkalk	63
Abbildung 6-9: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialzerkleinerung durch den Prallbrecher im Muschelkalk	64
Abbildung 6-10: Bandübergabe im Muschelkalk	65
Abbildung 6-11: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei den Bandübergaben im Muschelkalk	66
Abbildung 6-12: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Muschelkalk	67
Abbildung 6-13: Temperaturverteilung im Muschelkalk	69
Abbildung 6-14: Luftfeuchtigkeitsverteilung im Muschelkalk	69
Abbildung 6-15: Windgeschwindigkeitsverteilung im Muschelkalk	70

---

Abbildung 6-16: Materialaufnahme durch den Radlader im Quarzsand .....	71
Abbildung 6-17: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufnahme durch den Radlader im Quarzsand .....	71
Abbildung 6-18: Transportfahrt (links) und Leerfahrt (rechts) des Radladers im Quarzsand .	72
Abbildung 6-19: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt des Radladers im Quarzsand .....	73
Abbildung 6-20: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt des Radladers im Quarzsand.....	74
Abbildung 6-21: Materialaufgabe durch den Radlader im Quarzsand.....	75
Abbildung 6-22: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufgabe durch den Radlader im Quarzsand .....	76
Abbildung 6-23: Transportband im Quarzsand.....	77
Abbildung 6-24: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren beim Bandtransport im Quarzsand.....	77
Abbildung 6-25: Bandübergabe im Quarzsand .....	78
Abbildung 6-26: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Bandübergabe im Quarzsand.....	79
Abbildung 6-27: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der Dumper im Quarzsand .....	80
Abbildung 6-28: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der Dumper im Quarzsand .....	81
Abbildung 6-29: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Quarzsand.....	83
Abbildung 6-30: Temperaturverteilung im Quarzsand .....	85
Abbildung 6-31: Luftfeuchtigkeitsverteilung im Quarzsand .....	86
Abbildung 6-32: Windgeschwindigkeitsverteilung im Quarzsand .....	86
Abbildung 6-33: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren beim Bohrbetrieb im Rhyolith.....	87
Abbildung 6-34: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufnahme durch den Radlader im Rhyolith .....	89
Abbildung 6-35: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der SKW im Rhyolith.....	90
Abbildung 6-36: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der SKW im Rhyolith.....	91

---

Abbildung 6-37: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Bandübergabe im Rhyolith.....	93
Abbildung 6-38: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der Dumper im Rhyolith.....	94
Abbildung 6-39: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der Dumper im Rhyolith.....	95
Abbildung 6-40: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Rhyolith.....	97
Abbildung 6-41: Temperaturverteilung im Rhyolith .....	99
Abbildung 6-42: Luftfeuchtigkeitsverteilung im Rhyolith .....	99
Abbildung 6-43: Windgeschwindigkeitsverteilung im Rhyolith .....	100
Abbildung 6-44: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren beim Bohrbetrieb im Kalkstein.....	101
Abbildung 6-45: Materialaufnahme des Tieflöffelbaggers im Kalkstein .....	102
Abbildung 6-46: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufnahme durch den Tieflöffelbagger im Kalkstein .....	103
Abbildung 6-47: Leerfahrt (links) und Transportfahrt (rechts) der SKW .....	104
Abbildung 6-48: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der SKW im Kalkstein .....	104
Abbildung 6-49: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der SKW im Kalkstein .....	105
Abbildung 6-50: Abwehungen von freien Tagebauflächen .....	107
Abbildung 6-51: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Kalkstein.....	107
Abbildung 6-52: Temperaturverteilung im Kalkstein.....	109
Abbildung 6-53: Luftfeuchtigkeitsverteilung im Kalkstein .....	110
Abbildung 6-54: Windgeschwindigkeitsverteilung im Kalkstein.....	111
Abbildung 6-55: Bohrbetrieb im Gabbro .....	112
Abbildung 6-56: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren beim Bohrbetrieb im Gabbro .....	112
Abbildung 6-57: Leerfahrt (links) und Transportfahrt (rechts) der SKW im Gabbro .....	113
Abbildung 6-58: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der SKW im Gabbro.....	114

---

Abbildung 6-59: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der SKW im Gabbro.....	115
Abbildung 6-60: Materialaufgabe durch die SKW im Gabbro (links), verursachte Staubfahne (rechts).....	116
Abbildung 6-61: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufgabe durch die SKW im Gabbro.....	117
Abbildung 6-62: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Gabbro .....	118
Abbildung 6-63: Temperaturverteilung im Gabbro .....	120
Abbildung 6-64: Luftfeuchtigkeitsverteilung im Gabbro .....	121
Abbildung 6-65: Windgeschwindigkeitsverteilung im Gabbro .....	121
Abbildung 8-1: Einfluss der Fahrbahnfeuchtigkeit auf die Emissionshöhe der Transportfahrten der SKW im Kalkstein .....	153
Abbildung 8-2: Einfluss der Jahreszeiten auf die Emissionen .....	172
Abbildung 8-3: Einfluss der Gesteinsgenese auf die Emissionen (Materialaufnahme Radlader) .....	182
Abbildung 8-4: Einfluss der Gesteinsgenese auf die Emissionen (Bandübergabe) .....	183
Abbildung 8-5: Einfluss der Gesteinsgenese auf die Emissionen (Transportfahrt SKW) .....	184
Abbildung 8-6: Einfluss der Gesteinsgenese auf die Emissionen (Leerfahrt SKW) .....	184
Abbildung 8-7: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Emissionshöhe.....	187
Abbildung 8-8: Vergleich der Staubquellen im Muschelkalk.....	188
Abbildung 8-9: Vergleich der Staubquellen im Quarzsand .....	189
Abbildung 8-10: Vergleich der Staubquellen im Rhyolith .....	190
Abbildung 8-11: Vergleich der Staubquellen im Kalkstein .....	191
Abbildung 8-12: Vergleich der Staubquellen im Gabbro .....	191
Abbildung 9-1: Temperaturverteilung im Gabbro 2 .....	200
Abbildung 9-2: Luftfeuchtigkeitsverteilung im Gabbro 2 .....	200
Abbildung 9-3: Windgeschwindigkeitsverteilung im Gabbro 2 .....	201
Abbildung 9-4: Probenmaterial größer 63 µm (links) und kleiner 63 µm (rechts).....	204
Abbildung 9-5: Körnungslinien der Proben vom 12.04.2016.....	206
Abbildung 9-6: Volumengewichtete Verteilungssumme und Verteilungsdichte des Probenmaterials (< 63 µm) der Probe 1 vom 07.04.2016 .....	207
Abbildung 9-7: Einfluss des Wassergehalts auf die Emissionshöhe.....	211

---

Abbildung 9-8: Vergleich zwischen Wassergehalt und Anteil der PM1-Emissionen an den PM10-Emissionen .....	216
Abbildung 9-9: Einfluss des Korngrößenanteils < 10 µm auf die PM10-Emissionen.....	217
Abbildung 9-10: Zusammenhang zwischen Wassergehalt und Korngrößenanteil < 10 µm des Fahrbahnmaterials .....	218
Abbildung 9-11: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Emissionshöhe (Wassergehalt < 2 %) .....	220
Abbildung 9-12: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Emissionshöhe (Wassergehalt 8 % - 10 % ).....	221
Abbildung 9-13: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Emissionshöhe (ein Messtag) .....	222
Abbildung 9-14: Vergleich der Emissionen von Transport- und Leerfahrt (ein Messtag) ....	223

---

---

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1: Grenzwerte für Partikel PM <sub>10</sub> und PM <sub>2,5</sub> nach der 39. BImSchV [14] .....	9
Tabelle 3-2: Werte für Gewichtungsfaktor a [7] .....	14
Tabelle 3-3: $k_{Kgv}$ und Exponenten a und b zur Berücksichtigung der Korngrößenverteilung [7] .....	15
Tabelle 3-4: Untersuchungsergebnisse Wang et al. [22].....	32
Tabelle 3-5: Mindestprobenmasse [29] .....	40
Tabelle 5-1: Zusammenfassung des Untersuchungsrahmen .....	53
Tabelle 6-1: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufnahme durch den Radlader im Muschelkalk [3] .....	58
Tabelle 6-2: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt des Radladers im Muschelkalk [3] .....	60
Tabelle 6-3: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt des Radladers im Muschelkalk [3] .....	61
Tabelle 6-4: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufgabe durch den Radlader im Muschelkalk [3] .....	63
Tabelle 6-5: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialzerkleinerung durch den Prallbrecher im Muschelkalk [3] .....	64
Tabelle 6-6: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei den Bandübergaben im Muschelkalk [3].....	66
Tabelle 6-7: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Muschelkalk [3].....	67
Tabelle 6-8: Anteil der Staubfraktionen PM <sub>1</sub> und PM <sub>2,5</sub> an PM <sub>10</sub> im Muschelkalk [3] .....	68
Tabelle 6-9: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufnahme durch den Radlader im Quarzsand [3].....	72
Tabelle 6-10: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt des Radladers im Quarzsand [3] .....	73
Tabelle 6-11: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt des Radladers im Quarzsand [3] .....	75
Tabelle 6-12: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufgabe durch den Radlader im Quarzsand [3].....	76
Tabelle 6-13: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren beim Bandtransport im Quarzsand [3] .....	78

---

Tabelle 6-14: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Bandübergabe im Quarzsand [3] .....	79
Tabelle 6-15: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der Dumper im Quarzsand [3].....	81
Tabelle 6-16: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der Dumper im Quarzsand [3] .....	82
Tabelle 6-17: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Quarzsand [3] .....	83
Tabelle 6-18: Anteil der Staubfraktionen PM1 und PM2,5 an PM10 im Quarzsand [3].....	84
Tabelle 6-19: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren beim Bohrbetrieb im Rhyolith [3] .....	88
Tabelle 6-20: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufnahme durch den Radlader im Rhyolith [3].....	89
Tabelle 6-21: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der SKW im Rhyolith [3] .....	91
Tabelle 6-22: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der SKW im Rhyolith [3] .....	92
Tabelle 6-23: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Bandübergabe im Rhyolith [3] .....	93
Tabelle 6-24: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der Dumper im Rhyolith [3].....	94
Tabelle 6-25: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der Dumper im Rhyolith [3] .....	96
Tabelle 6-26: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Rhyolith [3] .....	97
Tabelle 6-27: Anteil der Staubfraktionen PM1 und PM2,5 an PM10 im Rhyolith [3].....	98
Tabelle 6-28: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren beim Bohrbetrieb im Kalkstein [3] .....	101
Tabelle 6-29: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufnahme durch den Tieflöffelbagger im Kalkstein [3].....	103
Tabelle 6-30: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der SKW im Kalkstein [3].....	105
Tabelle 6-31: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der SKW im Kalkstein [3].....	106



---

Tabelle 6-32: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Kalkstein [3] .....	108
Tabelle 6-33: Anteil der Staubfraktionen PM1 und PM2,5 an PM10 im Kalkstein [3] .....	108
Tabelle 6-34: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren beim Bohrbetrieb im Gabbro [3] .....	113
Tabelle 6-35: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der SKW im Gabbro [3] .....	114
Tabelle 6-36: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der SKW im Gabbro [3] .....	115
Tabelle 6-37: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufgabe durch die SKW im Gabbro [3] .....	117
Tabelle 6-38: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Gabbro [3] .....	118
Tabelle 6-39: Anteil der Staubfraktionen PM1 und PM2,5 an PM10 im Gabbro [3] .....	119
Tabelle 7-1: Emissionsfaktoren der Betriebsvorgänge/Staubquellen im Muschelkalk [3] ....	124
Tabelle 7-2: Emissionsfaktoren der Betriebsvorgänge/Staubquellen im Quarzsand [3] .....	124
Tabelle 7-3: Emissionsfaktoren der Betriebsvorgänge/Staubquellen im Rhyolith [3] .....	125
Tabelle 7-4: Emissionsfaktoren der Betriebsvorgänge/Staubquellen im Kalkstein [3] .....	125
Tabelle 7-5: Emissionsfaktoren der Betriebsvorgänge/Staubquellen im Gabbro [3] .....	125
Tabelle 7-6: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Muschelkalk [3] .....	126
Tabelle 7-7: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Muschelkalk (Fahrwege) [3] .....	127
Tabelle 7-8: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Quarzsand [3] .....	127
Tabelle 7-9: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Quarzsand (Fahrwege) [3] .....	128
Tabelle 7-10: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Rhyolith [3] .....	128
Tabelle 7-11: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Rhyolith (Fahrwege) [3] .....	129
Tabelle 7-12: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Kalkstein [3] .....	129
Tabelle 7-13: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Kalkstein (Fahrwege) [3] .....	130
Tabelle 7-14: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Gabbro [3] ...	130

---

Tabelle 7-15: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Gabbro (Fahrwege) [3] .....	131
Tabelle 7-16: Vergleich der Emissionsfaktoren mit den VDI-Emissionsfaktoren (Muschelkalk) [3] .....	132
Tabelle 7-17: Vergleich der Emissionsfaktoren mit den VDI-Emissionsfaktoren (Quarzsand) [3] .....	134
Tabelle 7-18: Vergleich der Emissionsfaktoren mit den VDI-Emissionsfaktoren (Rhyolith) [3] .....	136
Tabelle 7-19: Vergleich der Emissionsfaktoren mit den VDI-Emissionsfaktoren (Kalkstein) [3] .....	138
Tabelle 7-20: Vergleich der Emissionsfaktoren mit den VDI-Emissionsfaktoren (Gabbro) [3] .....	139
Tabelle 7-21: Einordnung des VDI-Gewichtungsfaktors a im Muschelkalk .....	140
Tabelle 7-22: Einordnung des VDI-Gewichtungsfaktors a im Quarzsand.....	141
Tabelle 7-23: Einordnung des VDI-Gewichtungsfaktors a im Rhyolith.....	141
Tabelle 7-24: Einordnung des VDI-Gewichtungsfaktors a im Kalkstein .....	142
Tabelle 7-25: Einordnung des VDI-Gewichtungsfaktors a im Gabbro.....	142
Tabelle 8-1: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Materialfeuchtigkeit im Muschelkalk .....	148
Tabelle 8-2: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Materialfeuchtigkeit im Quarzsand .....	149
Tabelle 8-3: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Materialfeuchtigkeit im Rhyolith	150
Tabelle 8-4: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Materialfeuchtigkeit im Kalkstein .....	151
Tabelle 8-5: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Materialfeuchtigkeit im Gabbro..	152
Tabelle 8-6: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Lufttemperatur im Muschelkalk..	156
Tabelle 8-7: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Lufttemperatur im Quarzsand .....	157
Tabelle 8-8: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Lufttemperatur im Rhyolith .....	158
Tabelle 8-9: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Lufttemperatur im Kalkstein.....	159
Tabelle 8-10: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Lufttemperatur im Gabbro .....	160
Tabelle 8-11: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit im Muschelkalk .....	161
Tabelle 8-12: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit im Quarzsand.....	162

---

Tabelle 8-13: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit im Rhyolith.....	163
Tabelle 8-14: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit im Kalkstein.....	164
Tabelle 8-15: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit im Gabbro.....	165
Tabelle 8-16: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit im Muschelkalk .....	167
Tabelle 8-17: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit im Quarzsand.....	168
Tabelle 8-18: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit im Rhyolith .....	169
Tabelle 8-19: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit im Kalkstein .....	170
Tabelle 8-20: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit im Gabbro .....	171
Tabelle 8-21: Jahreszeitliche Emissionsfaktoren im Muschelkalk .....	173
Tabelle 8-22: Jahreszeitliche Emissionsfaktoren im Quarzsand.....	174
Tabelle 8-23: Jahreszeitliche Emissionsfaktoren im Rhyolith.....	175
Tabelle 8-24: Jahreszeitliche Emissionsfaktoren im Kalkstein.....	176
Tabelle 8-25: Jahreszeitliche Emissionsfaktoren im Gabbro .....	177
Tabelle 8-26: Einfluss der Gesteinsgenese auf die PM1-Emissionen.....	179
Tabelle 8-27: Einfluss der Gesteinsgenese auf die PM2,5-Emissionen.....	180
Tabelle 8-28: Einfluss der Gesteinsgenese auf die PM10-Emissionen.....	181
Tabelle 9-1: Wassergehalt des Materials der Fahrbahnoberfläche .....	203
Tabelle 9-2: Mindestprobenmenge in Abhängigkeit vom Größtkorn [45] .....	205
Tabelle 9-3: Ergebnisse der Korngrößenanalyse der Proben vom 10.03.2016 – 17.03.2016	208
Tabelle 9-4: Ergebnisse der Korngrößenanalyse der Proben vom 07.04.2016 – 21.04.2016	209
Tabelle 9-5: Einfluss des Wassergehalts der Fahrbahnoberfläche auf die Höhe der Emissionen .....	212
Tabelle 9-6: Veränderung der Emissionshöhe bei zunehmendem Wassergehalt der Fahrbahnoberfläche .....	213
Tabelle 9-7: Veränderung der PM10-Emissionshöhe bei zunehmendem Wassergehalt der Fahrbahnoberfläche unter Berücksichtigung der Fahrzeuggeschwindigkeit .....	214

---

Tabelle 9-8: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Emissionshöhe (Wassergehalt < 2 %) .....	219
Tabelle 9-9: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Emissionshöhe (Wassergehalt 8 % - 10 %) .....	220
Tabelle 9-10: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Emissionshöhe (ein Messtag) .....	222

---

## Formelverzeichnis

Formel 3-1: Quellstärke $Q$ von gefassten Quellen .....	12
Formel 3-2: Staubabtrag $C_A$ von einer Halde .....	13
Formel 3-3: Emissionsfaktor $q_L$ für die Lagerung von Schüttgütern .....	13
Formel 3-4: Normierter Emissionsfaktor $q_{\text{norm}}$ (kontinuierliche Verfahren) .....	14
Formel 3-5: Normierter Emissionsfaktor $q_{\text{norm}}$ (diskontinuierliche Verfahren) .....	14
Formel 3-6: Emissionsfaktor $q_{\text{Auf}}$ (Materialaufnahme) .....	14
Formel 3-7: Emissionsfaktor $q_{\text{Ab}}$ (Materialabwurf) .....	14
Formel 3-8: Korrigierter normierter Emissionsfaktor $q_{\text{norm,korr}}$ .....	14
Formel 3-9: Auswirkungsfaktor $k_H$ .....	15
Formel 3-10: Emissionsfaktor $q_T$ (Fahrbewegung) .....	15
Formel 3-11: Emissionsfaktor $q_T$ (Fahrbewegung unter Berücksichtigung von Niederschlägen im Jahresmittel) .....	15
Formel 3-12: Emissionsfaktor $q_{\text{uF}}$ (Fahrbewegung unter Berücksichtigung von Niederschlägen im Jahresmittel und Emissionsminderungsmaßnahmen) .....	16
Formel 3-13: Quellstärke $q$ (Haubenmessung) .....	21
Formel 3-14: Quellstärke $q$ (Windtunnelmessung) .....	21
Formel 3-15: Quellstärke $Q$ (Tracergasmessung) .....	22
Formel 3-16: Quellstärke $Q$ (Konzentrations- und Windgeschwindigkeitsprofil) .....	23
Formel 3-17: Quellstärke $Q$ („Staubfahnen-Methode“) .....	25
Formel 3-18: Massenkonzentration $\text{PM}_{2,5\_Grav}$ bzw. $\text{PM}_{10\_Grav}$ .....	34
Formel 3-19: Fotometrischer Kalibrierungsfaktor $\text{PCF}_{\text{neu}}$ .....	34
Formel 3-20: Größenabhängiger Kalibrierungsfaktor $\text{SCF}_{\text{neu}}$ .....	34
Formel 3-21: Masse der Staubemissionen $m_{\text{Staub}}$ .....	35
Formel 3-22: Emissionsfaktor $E_{\text{KPQ}}$ (kontinuierliche Punktquellen) .....	37
Formel 3-23: Quellstärke $Q$ (kontinuierliche Punktquellen) .....	37
Formel 3-24: Emissionsfaktor $E_{\text{DPQ}}$ (diskontinuierliche Punktquellen) .....	37
Formel 3-25: Quellstärke $Q$ (diskontinuierliche Punktquellen) .....	37
Formel 3-26: Emissionsfaktor $E_{\text{LQ}}$ (Linienquelle) .....	38
Formel 3-27: Emissionsfaktor $E_{\text{LQ}}$ (Fahrwege) .....	38
Formel 3-28: Emissionsfaktor $E_{\text{LQ}}$ (Fahrwege) .....	39
Formel 3-29: Emissionsfaktor $E_{\text{FQ}}$ (Flächenquellen) .....	39
Formel 3-30: Wassergehalt $w$ der Proben .....	41

---

---

## Abkürzungsverzeichnis

BbergG	Bundesberggesetz
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV	Verordnung zur Durchführung des Bundes- Immissionsschutzgesetzes
EPA	Environmental Protection Agency
IGF	Industrielle Gemeinschaftsforschung
LASAT	Lagrange-Simulation von Aerosol Transport
PCF	Photometric Calibration Factor
PM	Particulate Matter
PRTR	Pollutant Release and Transfer Register
SchadRegProtAG	Gesetz zur Ausführung des Protokolls über Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister vom 21. Mai 2003 sowie zur Durchführung der Verordnung (EG) Nr. 166/2006
SCF	Size Calibration Factor
SKW	Schwerlastkraftwagen
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TEOM	Tapared Element Oscillating Microbalance
TU	Technischen Universität
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
VDI	Verein Deutscher Ingenieure

---



# 1 Einleitung

## 1.1 Problemdarstellung und Zielsetzung

Im Rahmen von Genehmigungsverfahren für den Neuaufschluss oder die Erweiterung eines Rohstoffgewinnungsbetriebs sowie für die Errichtung von Anlagen, u.a. zur Aufbereitung, verlangt die zuständige Genehmigungsbehörde im Vorfeld die Prognose der zu erwartenden Staubemissionen und deren Auswirkungen auf die z.B. im Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG), im Bundesberggesetz (BbergG), in der Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) genannten Schutzgüter. Die Staubemissionen und deren Auswirkungen sollen dabei bereits im Vorfeld möglichst ausführlich und in Gänze prognostiziert und hinsichtlich ihrer Immissionsrelevanz beurteilt werden. Die Prognose zukünftiger vorhabenbezogener Staubemissionen gestaltet sich in diesem Zusammenhang jedoch schwierig, da messtechnische Maßnahmen in diesen Fällen nicht realisiert werden können. [1]

Die Staubprognosen erfolgen in solchen Fällen in der Regel auf der Grundlage der Richtlinie 3790 (Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen) vom Verein Deutscher Ingenieure (VDI) oder anhand von Erfahrungswerten aus vergleichbaren Vorhaben. Die prognostizierten Werte können deutlich von den real auftretenden Werten abweichen, da einerseits die in den Richtlinien zur Berechnung angegebenen Faktoren eine breite Wertespanne aufweisen und andererseits die Übertragung von Emissionswerten aus vergleichbaren Betrieben auf das zu bewertende Projekt mit einer großen Unsicherheit einhergeht. [1]

Die besondere Situation der Rohstoffgewinnungsindustrie erschwert die Vergleichbarkeit von Betrieben hinsichtlich der Staubemissionen, da eine Vielzahl an Gesteinsarten mit dem Einsatz von verschiedenen Verfahren und unterschiedlicher Maschinenteknik gewonnen wird. Zudem existiert eine Reihe von äußeren, nicht beherrschbaren Parametern, die Einfluss auf die Staubemissionen haben, wie Windgeschwindigkeit oder Niederschlag.

Die Ermittlung der Emissionsfaktoren nach der o.g. Richtlinie bezieht sich für die meisten Arbeitsvorgänge auf Gesamtstaub mit einem Korngrößenbereich von 0 bis 500 µm. Die Feinstaubfraktionen (Particulate Matter (PM<sub>1</sub>, PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub>)) werden anteilig aus dem Gesamtstaub abgeschätzt, wobei in der Wissenschaft keine einheitliche Aussage über den

Feinstaubanteil am Gesamtstaub vorliegt. [1] Vielmehr existiert eine breite Wertespanne von 11 % bis 47 % [2].

Darüber hinaus werden Einflüsse auf die Höhe der Staubemissionen wie Materialfeuchtigkeit, Klima oder Fahrzeuggeschwindigkeit gar nicht oder lediglich in geringem Umfang durch die VDI-Richtlinie berücksichtigt.

Überschreiten die Werte der durchzuführenden Immissionsprognosen die gesetzlich zulässigen Werte, kann dies negative Auswirkungen auf die Genehmigungsfähigkeit des Betriebes oder des Vorhabens haben. Die Forderung zusätzlicher Staubminderungsmaßnahmen ist dann oftmals die Folge. Effektiv sind die einzuleitenden Maßnahmen zur Staubminderung jedoch nur, falls diese an den Staubquellen, die den größten Anteil an den Staubemissionen haben, durchgeführt werden. Zur Ermittlung dieser Staubquellen ist eine möglichst genaue Kenntnis der Emissionen der einzelnen Staubquellen notwendig. [3]

In Rohstoffgewinnungsbetrieben werden Staubemissionen im Wesentlichen durch das Bohren und Sprengen, das Laden, das Abkippen und den innerbetrieblichen Transport von gesprengtem Haufwerk und Fertigprodukten sowie durch das Aufbereiten des Gesteins, also das Brechen, Klassieren usw., verursacht. Abgesehen von den genannten Emissionen, die durch betriebliche Aktivitäten hervorgerufen werden, können zudem auch Staubemissionen durch Abwehungen von freien Tagebauflächen entstehen und zur Gesamtbelastung, die von einem Betrieb ausgeht, beitragen. [3]

Die Ausgangslage der wissenschaftlichen Bearbeitung der beschriebenen Problematik mit der Zielsetzung der Optimierung des Prognoseverfahrens bildet ein vom Verfasser bearbeitetes Forschungsvorhaben am Lehrstuhl für Tagebau und Internationaler Bergbau der Technischen Universität (TU) Clausthal. Das AiF-Forschungsvorhaben wurde im Rahmen der Industriellen Gemeinschaftsforschung (IGF) vom Bundesministerium für Wirtschaft und Energie gefördert (IGF-Vorhaben 17771 N).

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es:

1. Durch systematische Langzeitmessungen die Emissionsfaktoren für PM<sub>1</sub>, PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub> als Funktion der Betriebsart, der Gesteinsart, der Verfahrenstechnik sowie des Arbeitsvorgangs zu erfassen.
2. Die erfassten Emissionsfaktoren mit den rechnerisch nach der VDI-Richtlinie 3790 ermittelten Werten zu vergleichen.
3. Faktoren herauszuarbeiten, die Einfluss auf die Staubemissionen haben.

4. Soweit wie möglich eine Grundlage für genauere Immissionsprognosen der Steine- und Erdenindustrie zu schaffen.
5. Empfehlungen für den VDI zur spezifischen Ergänzung der Richtlinie 3790 zu erarbeiten.

Zum Erreichen der oben genannten Ziele werden die Staubemissionen von staubrelevanten Betriebsvorgängen bei der Rohstoffgewinnung in fünf hinsichtlich der eingesetzten Maschinenteknik und Gesteinsgenese repräsentativen Betrieben durch systematische Langzeitmessungen erfasst und basierend auf diesen Messungen Emissionsfaktoren für die Fraktionen PM1, PM2,5 und PM10 berechnet. Weiterhin werden zusätzlich zu den Staubemissionen Einflussgrößen wie Temperatur, Windgeschwindigkeit, Materialfeuchtigkeit usw. berücksichtigt.

Zunächst werden die Entstehungsmechanismen und Wirkungen von Stäuben in Kapitel 2 zusammengefasst. Die aktuelle gesetzliche Situation, die VDI-Richtlinien 3790 und 4285, das Messkonzept, die Messgeräte, die Methodik der Auswertung, die Genese der Gesteine der untersuchten Betriebe, der Stand der Technik der in der Gesteinsindustrie verwendeten Gewinnungs-, Lade- und Fördertechnologie sowie der Stand der Forschung werden in Kapitel 3 wiedergegeben. In Kapitel 4 folgt die Beschreibung des Arbeitskonzepts. Anschließend werden in Kapitel 5 die erfassten Betriebsvorgänge/Staubquellen genannt. Die Ergebnisse der Datenüberprüfung und -analyse der Staubmessungen und Wettererfassung werden in Kapitel 6 dargestellt. Danach werden die berechneten Emissionsfaktoren aufgeführt und mit den Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790 verglichen. In Kapitel 8 erfolgt die Untersuchung der Auswirkungen der Einflussfaktoren auf die Staubemissionen. Das Kapitel 9 untersucht den Einfluss des Wassergehalts und der Korngrößenverteilung des Fahrbahnoberflächenmaterials sowie den Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Emissionshöhe der Fahrbewegungen von Mobilgeräten. Abschließend werden die Ergebnisse zusammengefasst und ein Fazit gezogen.

## 1.2 Grundlegende Begriffe

Im Folgenden werden die wesentlichen Begriffe dieser Arbeit definiert, zusammengefasst und erläutert.

**Aerodynamischer Durchmesser:** äquivalenter Durchmesser einer sinkgeschwindigkeitsgleichen Kugel mit der Dichte  $1 \text{ g/cm}^3$  in ruhender oder laminarer Strömung [4]

**Diffuse Quelle:** Quelle, die sich hinsichtlich des Ortes, an dem die Emissionen auftreten, im Allgemeinen nicht scharf eingrenzen lässt [4]

**Einzelemissionsfaktor:** Emissionsfaktor, der jeweils auf einer Luv- und Leemessung basiert

**Emission:** Emissionen sind die von einer Anlage ausgehenden Luftverunreinigungen [5]

**Emissionsfaktor:** spezifische Emissionskenngröße, die – bezogen auf eine geeignete Bezugsgröße – angibt, wie viel eines Stoffes emittiert wird [4]

**Feinstaub:** Fraktion des Schwebstaubes, die alle Partikel mit aerodynamischem Durchmesser  $\leq 10 \text{ }\mu\text{m}$  umfasst [6]

**Gesamtbelastung:** Summe aus Vor- und Zusatzbelastung

**Gesamtstaub:** siehe Staub

**Immission:** Immissionen sind auf Menschen, Tiere, Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre oder Kultur- und Sachgüter einwirkende Luftverunreinigungen. Sie werden entweder als Massenkonzentration, also als Masse der luftverunreinigenden Stoffe bezogen auf das Volumen der verunreinigten Luft, oder Deposition, also als zeitbezogene Flächenbedeckung durch die Masse der luftverunreinigenden Stoffe, angegeben. [5]

**PM1:** Partikel, die einen gröbenselektierten Lufteinlass passieren, der eine Abscheidewirksamkeit von 50 % für einen aerodynamischen Durchmesser von  $1 \text{ }\mu\text{m}$  aufweist<sup>1</sup>

**PM2,5:** Partikel, die einen gröbenselektierten Lufteinlass passieren, der eine Abscheidewirksamkeit von 50 % für einen aerodynamischen Durchmesser von  $2,5 \text{ }\mu\text{m}$  aufweist [7]

---

<sup>1</sup> In Anlehnung an die Definitionen von PM2,5 und PM10.

**PM10:** Partikel, die einen größenselektierten Lufteinlass passieren, der eine Abscheidewirksamkeit von 50 % für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm aufweist [7]

**Quellstärke:** auf einen bestimmten Zeitabschnitt bezogene Freisetzung von Emissionen aus einer Quelle [4]

**Staub:** dispers verteilte Partikel festen Aggregatzustandes in der Luft oder anderen Gasen mit einem Durchmesser von bis zu 500 µm [7], in dieser Arbeit als „Gesamtstaub“ bezeichnet

**Staubniederschlag:** zeit- und flächenbezogene Deposition in  $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  [5]

**Vorbelastung:** vor Inbetriebnahme einer neuen Anlage vorhandene Belastung durch natürliche Quellen und bestehende Anlagen [8]

**Zusatzbelastung:** Belastung, die durch die Inbetriebnahme einer Anlage verursacht wird [8]



## 2 Entstehungsmechanismen und Wirkungen von Stäuben

Die Gewinnung sowohl von Locker- als auch Festgestein ist grundsätzlich und unabhängig von den erforderlichen Betriebsvorgängen mit der Freisetzung von staubförmigen Emissionen verbunden [9]. Der bei der Rohstoffgewinnung gleichermaßen emittierte Fein- und Grobstaub stammt in der Regel aus diffusen Quellen [9].

Diffuse Quellen unterscheiden sich von gefassten Quellen (z.B. einem Schornstein), die definierte Abgasströme aufweisen, aufgrund ihrer Komplexität. Die Komplexität der Emissionsmechanismen diffuser Quellen erschwert die Erfassung ihrer Emissionen erheblich. Neben den Materialeigenschaften und den eingesetzten Betriebsmitteln beeinflussen meteorologische Bedingungen ebenfalls die Staubemissionen. Dies führt zu erheblichen Schwankungen der Emissionshöhe. Darüber hinaus verteilen sich die Staubemissionen bei der Rohstoffgewinnung in Abhängigkeit von Transport- und Umschlagsvorgängen über die gesamte Tagebaufläche und deren unterschiedliche Höhenniveaus. [7]

Bei der Gewinnung von Rohstoffen entsteht ein Großteil der Stäube durch die mechanische Belastung fester Stoffe durch Krafteinwirkung (Stoß, Reibung, Brechen usw.). Krafteinwirkung verursacht allgemein auch die Bildung kleinster Partikel, wenn die Festigkeit überwunden wird. Je kleiner die Partikel werden, desto ungünstiger wird das Verhältnis von Oberfläche zu Masse und umso leichter können sie sich, von der Luft getragen, frei und unkontrolliert in der Umgebung verteilen. Das Verhältnis entgegengesetzt wirkender Kräfte bestimmt, ob ein Partikel von der Oberfläche einer Schüttung in die Luft übergeht. [7]

Die Kraft, die durch die Relativbewegung zwischen Material und Luft verursacht wird, löst das Partikel aus der Schüttung heraus. Die Relativbewegung kann zum einen durch den Wind oder zum anderen durch die Bewegung des Materials und den damit verbundenen Impulsaustausch entstehen. [7]

Die Kraft, die dieser entgegenwirkt und das Partikel in der Schüttung zurückhält, setzt sich aus dem Gewicht des Partikels und der Kohäsionskraft, die das Partikel an umgebende Partikel bindet, zusammen. Das Partikelgewicht wird durch dessen Größe und Dichte, die Kohäsionskraft durch die Korngröße, die Kornform und die Feuchtigkeit des Materials bestimmt. [7]

Bei diskontinuierlichen Transportvorgängen mit Radladern oder Schwerlastkraftwagen (SKW) wird die Kraft, die für die Herauslösung von Partikeln verantwortlich ist, sowohl durch Wind

als auch durch Impulsaustausch gebildet. Der Impulsaustausch kann dabei durch die Fahrgeschwindigkeit, die Rollbewegung der Räder, Luftverwirbelungen sowie den Ausstoß von Abluft verursacht werden. Die Auswirkungen des Windes können durch das Fahrzeug beeinflusst und teilweise verstärkt werden. [10]

Unabhängig von ihrer Entstehung haben Staubemissionen schädliche Auswirkungen auf Mensch und Umwelt. In den vergangenen Jahren konnten die Emissionen aus gefassten Quellen durch fortschrittlichere Produktionsverfahren und eine verbesserte Abgasreinigung deutlich reduziert werden. Die Emissionen aus diffusen Quellen konnten nicht im gleichen Maße reduziert werden. [11]

Die Staubbelastung in der Luft kann in Abhängigkeit von Art, Konzentration und Zusammensetzung bei den dem Staub ausgesetzten Personen zu gesundheitlichen Beeinträchtigungen führen. Dabei sind insbesondere die Atemwege betroffen. Je geringer die Größe der Staubpartikel ist, desto tiefer können diese in die Atemwege eindringen. Partikel über 10  $\mu\text{m}$  Größe gelangen selten über den Kehlkopf hinaus und zu den kleineren Bronchien und Lungenbläschen. Partikel, kleiner 10  $\mu\text{m}$  (PM10), und insbesondere Partikel, kleiner 2,5  $\mu\text{m}$  (PM2,5), erreichen diese jedoch. Partikeln, die kleiner als 0,1  $\mu\text{m}$  sind, ist es sogar möglich, über die Lungenbläschen in die Blutbahn zu gelangen. [12] Das Eindringverhalten der unterschiedlichen Staubfraktionen ist in der Abbildung 2-1 dargestellt.

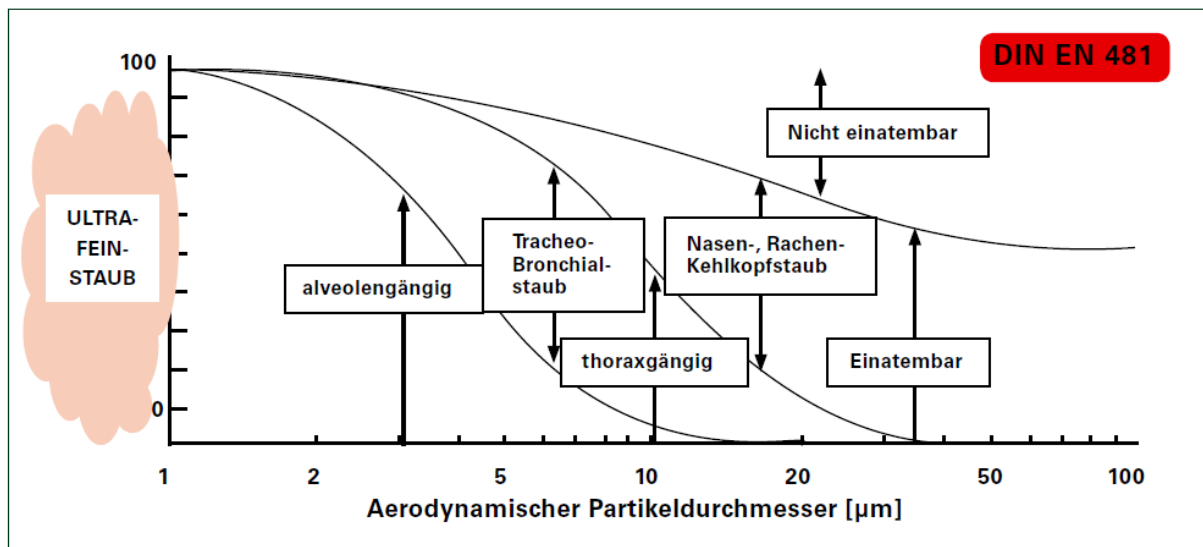


Abbildung 2-1: Aerodynamischer Partikeldurchmesser unterschiedlicher Staubfraktionen [13]



### 3 Rechtssituation, Stand der Technik und Forschung

#### 3.1 Rechtssituation

In der Bundesrepublik Deutschland werden die Grenzwerte für Schwebstaub und Staubbiederschlag in der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) und in der 39. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (39. BImSchV) aufgeführt. Insbesondere gesundheitlich relevante Feinstäube mit einem aerodynamischen Partikeldurchmesser von  $\leq 10 \mu\text{m}$  (PM10) sowie  $\leq 2,5 \mu\text{m}$  (PM2,5) sind dabei von Bedeutung. Für die Genehmigung eines Rohstoffgewinnungsbetriebs ist ein Nachweis über das Einhalten der definierten Grenzwerte zu erbringen. Bei der dafür rechtlich notwendigen Immissionsprognose sind die entsprechenden Regelwerke und Richtlinien zu berücksichtigen. Die wesentlichen werden im Folgenden vorgestellt.

##### 3.1.1 EU-Richtlinien

Die Richtlinie 2008/50/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa führt verschiedene Rechtsakte des europäischen Rechts im Bereich der Luftqualität zusammen. Die 39. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen) setzt diese Richtlinie in nationales Recht um. [14] Nach dem Stand der 39. BImSchV vom 02.08.2010 gelten für PM10 und PM2,5 die in der Tabelle 3-1 aufgeführten Grenzwerte.

Partikelgröße	Mittelungszeitraum	Grenzwert	Zulässige Überschreitungen
PM10	24 Stunden	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	35 pro Kalenderjahr
PM10	Kalenderjahr	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	keine
PM2,5	Kalenderjahr	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ab 1.1.2015)	keine

Tabelle 3-1: Grenzwerte für Partikel PM10 und PM2,5 nach der 39. BImSchV [14]

### 3.1.2 TA Luft

Die Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002 dient dem Schutz der Allgemeinheit und der Nachbarschaft vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen. Zur Gewährleistung des Schutzes sind unter anderem Grenzwerte für Staubimmissionen angegeben, deren Einhaltung die Voraussetzung für die Genehmigungsfähigkeit eines Betriebs ist. Der Grenzwert für Schwebstaubkonzentration der Fraktion PM10 beträgt laut TA Luft  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bei einem Mittelungszeitraum von einem Jahr. Darüber hinaus ist die Überschreitung der Konzentration von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bei einem Mittelungszeitraum von 24 Stunden lediglich an 35 Tagen im Jahr zulässig. Außerdem wird durch die TA Luft die gemittelte Deposition für Staubniederschlag (nicht gefährdender Staub) auf  $0,35 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  begrenzt. [5]

Die durch einen geplanten Betrieb zukünftig verursachten Belastungen an Schwebstaub und Staubniederschlag können an der umliegenden Bebauung nicht gemessen werden und werden daher anhand einer Ausbreitungsrechnung simuliert. Die Ausbreitungsrechnung ist gemäß Anhang 3 der TA Luft unter Anwendung des Partikelmodells der VDI-Richtlinie 3945 Blatt 3 vorzunehmen. [5]

Trockene Deposition und Sedimentation von Stäuben sind bei der Ausbreitungsrechnung zu berücksichtigen. Aufgrund unterschiedlicher Depositions- und Sedimentationsgeschwindigkeiten wird Staub nach der TA Luft in vier Klassen, abhängig vom dynamischen Durchmesser, unterteilt [5]:

- kleiner  $2,5 \mu\text{m}$
- $2,5 \mu\text{m}$  bis  $10 \mu\text{m}$
- $10 \mu\text{m}$  bis  $50 \mu\text{m}$
- größer  $50 \mu\text{m}$

Die Ausbreitungsrechnung ist für jede der genannten Korngrößenklassen durchzuführen. Die Berechnung der Deposition des gesamten Staubs erfolgt durch Addition der Depositionswerte der einzelnen Korngrößenklassen. Die Konzentration des PM10-Staubs setzt sich diesbezüglich aus den Konzentrationen der beiden erstgenannten Klassen (kleiner  $2,5 \mu\text{m}$  und  $2,5 \mu\text{m}$  bis  $10 \mu\text{m}$ ) zusammen. [5]

### **3.1.3 Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister**

Mit der Verordnung (EG) Nr. 166/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Januar 2006 über die Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregisters (Pollutant Release and Transfer Register (PRTR)) und zur Änderung der Richtlinien 91/689/EWG und 96/61/EG des Rates wurde ein europäisches Instrument zur Dokumentation von betrieblichen Emissionen und zur Information der Öffentlichkeit implementiert [15]. Die Verordnung wurde durch das Gesetz zur Ausführung des Protokolls über Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister vom 21. Mai 2003 sowie zur Durchführung der Verordnung (EG) Nr. 166/2006 (SchadRegProtAG) in nationales Recht überführt. Das Gesetz trat am 13. Juni 2007 in Kraft. [16]

Betriebe, die bestimmte Tätigkeiten durchführen und festgelegte Kapazitätsschwellenwerte überschreiten, u.a. Rohstoffgewinnungsbetriebe ab 25 ha Abbaufäche, sind nach der Verordnung verpflichtet, über verursachte Emissionen zu informieren. Dazu muss beispielsweise die tatsächlich emittierte Menge Feinstaub sowie die Art der Informationsgewinnung (Messungen, Berechnungen, Schätzungen) jährlich an die zuständige Behörde übermittelt werden. [15]

## **3.2 VDI-Richtlinie 3790**

### **3.2.1 Grundlagen**

Die Richtlinie VDI 3790 fasst den Wissensstand zur quantitativen Abschätzung von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen zusammen. Das Blatt 3 der Reihe behandelt dabei die Emissionen, die bei Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern entstehen [7]. Das Blatt 4 thematisiert explizit Emissionen, die durch Fahrbewegungen auf befestigten und unbefestigten, industriell und gewerblich genutzten Straßen entstehen [17]. Die Abschätzung von Emissionsfaktoren mit entsprechenden empirischen Rechengesetzen ist Ziel der Richtlinie. Der Geltungsbereich dieser Richtlinie erstreckt sich ebenso auf Staubemissionen, die in Rohstoffgewinnungsbetrieben entstehen. [4]

Zunächst beschreibt und erläutert die Richtlinie Begriffe wie diffuse Staubquellen, Schüttgut und Staub und stellt anschließend Prozesse der Lagerung, des Umschlags und des Transports

von Schüttgütern da, die Quellen für Staubemissionen sein können. Zur quantitativen Beschreibung der Staubquellen wird die Quellstärke  $\dot{Q}$  verwendet, die die Stoffmasse angibt, die von einer Quelle in einer bestimmten Zeit emittiert wird. Für gefasste Quellen wird die Quellstärke mittels Stoffkonzentration  $c$  und Abgasvolumenstrom  $\dot{V}$  nach folgender Formel berechnet [7]:

$$\dot{Q} = c \cdot \dot{V} \quad [\text{g/h}] \quad (3-1)$$

Die Berechnung der Quellstärke diffuser Quellen ist so nicht möglich, da ein Abgasvolumenstrom für diffuse Quellen in der Regel nicht definiert ist [7]. Zur Bestimmung der Quellstärke diffuser Quellen werden daher Emissionsfaktoren herangezogen, die sich auf eine Prozessgröße beziehen und bei denen ein proportionaler Zusammenhang zur Staubemission besteht. Emissionen, die von Halden ausgehen, werden auf die Haldenoberfläche bezogen. Der entsprechende Emissionsfaktor enthält einen Zeitbezug und gibt die pro Quadratmeter und Stunde emittierte Staubmenge an. Durch Multiplikation mit der Haldenoberfläche wird die Quellstärke bestimmt. Die Emissionen bei Umschlagsvorgängen werden auf die Umschlagsleistung bezogen. Zur Bestimmung der Quellstärke wird der Emissionsfaktor daher mit der Umschlagsleistung multipliziert. Die Quellstärke von Transportvorgängen wird durch die Anzahl der Fahrzeuge, die Streckenlänge und einen entsprechenden Emissionsfaktor, der die Emissionen auf die Fahrstrecke bezieht, berechnet. [7]

Diffuse Quellen können entweder nach ihrem Entstehungsmechanismus ursachenorientiert oder anhand ihrer räumlichen Ausdehnung eingeteilt werden. In der Richtlinie 3790 Blatt 3 wird eine Einteilung nach der räumlichen Ausdehnung in Punkt-, Linien- und Flächenquellen vorgenommen. Zudem fasst die Richtlinie Größen, die Einfluss auf die Emissionen haben, wie Materialeigenschaften, Umgebungsbedingungen, Anlageneinflüsse und Minderungsmaßnahmen zusammen. [7] [17]

### 3.2.2 Berechnung der Emissionsfaktoren

Zur Berechnung der Emissionsfaktoren wird bei der Lagerung und dem Umschlag von Schüttgütern sowie bei Fahrwegen jeweils unterschiedlich vorgegangen. Bei der Lagerung wird der Staubabtrag von einer Halde durch die dimensionslose Kennzahl  $C_A$  nach folgender Formel bestimmt:

$$C_A = \frac{F'_W}{F'_K} \approx 0,1 \cdot \frac{v_W^2}{d_{50} \cdot k_f \cdot \rho_K \cdot \tan \alpha} \quad (3-2)$$

Die Kennzahl wird durch das Verhältnis der Windkraft  $F'_W$ , die unter dem Böschungswinkel  $\alpha$  auf ein Korn einwirkt, und der Haftkraft  $F'_K$ , die das Korn in der Schüttung hält, gebildet. Die Windgeschwindigkeit  $v_W$ , die mittlere Korngröße  $d_{50}$ , die Materialfeuchte – sie wird durch einen dimensionslosen Korrekturfaktor  $k_f$ , der zwischen 1 (trocken) und 3 (Feuchtigkeit > 3 %) liegt – angegeben, sowie die Korndichte des Schüttguts  $\rho_K$  und der Böschungswinkel werden zur Bestimmung dieses Verhältnisses herangezogen [7]. Anhand der Kennzahl kann der Emissionsfaktor  $q_L$  für die Lagerung von Schüttgütern nach folgender Formel bestimmt werden:

$$q_L = 5 \cdot (C_A - 1)^{1,60} \quad [\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})] \quad (3-3)$$

Die Jahresmenge des Staubabtrags ist für diskrete Abschnitte der Windgeschwindigkeitsverteilung entsprechend deren Anteil zu gewichten und zu berechnen. [7]

Die Emissionen beim Umschlag von Schüttgütern (Materialaufnahme, Materialabgabe und Materialübergabe) entstehen insbesondere durch die mechanische Belastung des Materials durch das jeweilige Arbeitsgerät, durch die Bewegung des Materials und den Impulsaustausch innerhalb des Materials [7]. Aufgrund der Vielzahl an Umschlagsvorgängen und Schüttgütern werden für jedes Verfahren und jedes Material eigene Emissionsfaktoren bestimmt. Zum einen können die Emissionsfaktoren bei Kenntnis der Staubneigung des Materials, der Umschlagsmenge und des Verfahrens anhand eines Diagramms bestimmt werden. Zum anderen können die Emissionsfaktoren aber auch berechnet werden. Die Berechnungsgrundlage für Emissionen bei Aufnahme, Abgabe und Übergabe bildet der normierte Emissionsfaktor  $q_{norm}$ .

$$q_{norm} \approx a \cdot 83,3 \cdot \dot{M}^{-0,5} \quad [(g/t_{Gut})^*(m^3/t)] \text{ (kontinuierliche Verfahren)} \quad (3-4)$$

$$q_{norm} \approx a \cdot 2,7 \cdot M^{-0,5} \quad [(g/t_{Gut})^*(m^3/t)] \text{ (diskontinuierliche Verfahren)} \quad (3-5)$$

Dabei beschreibt der Faktor  $a$  die Neigung des Materials zum Stauben. Diese ist im Anhang der VDI-Richtlinie 3790 für eine Reihe von Materialien angegeben oder kann durch Inaugenscheinnahme vor Ort selbst eingeschätzt werden. Die Neigung ist dabei in fünf Kategorien unterteilt. [7] Diese und der jeweilige Gewichtungsfaktor sind in der Tabelle 3-2 angegeben.

Materialieigenschaft	a
stark staubend	$\sqrt{10^5}$
(mittel) staubend	$\sqrt{10^4}$
schwach staubend	$\sqrt{10^3}$
Staub nicht wahrnehmbar	$\sqrt{10^2}$
außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut	$\sqrt{10^0}$

**Tabelle 3-2: Werte für Gewichtungsfaktor a [7]**

$\dot{M}$  gibt den Umschlag für kontinuierliche und  $M$  für diskontinuierliche Verfahren an [7].

Bei der Materialaufnahme ist der Emissionsfaktor wie folgt zu berechnen:

$$q_{Auf} = q_{norm} \cdot \rho_s \cdot k_U \quad [g/t_{Gut}] \quad (3-6)$$

Dabei ist  $\rho_s$  die Schüttdichte und  $k_U$  der Umfeldfaktor. [7]

Der Emissionsfaktor für die Materialabgabe bzw. –übergabe wird wie folgt berechnet:

$$q_{Ab} = q_{norm,korr} \cdot \rho_s \cdot k_U \quad [g/t_{Gut}] \quad (3-7)$$

Dabei ist  $\rho_s$  die Schüttdichte und  $k_U$  ein Umfeldfaktor. Der korrigierte normierte Emissionsfaktor  $q_{norm,korr}$  berücksichtigt die tatsächliche Abwurfhöhe und das eingesetzte Gerät und wird wie folgt bestimmt:

$$q_{norm,korr} = q_{norm} \cdot k_H \cdot 0,5 \cdot k_{Gerät} \quad [(g/t_{Gut})^*(m^3/t)] \quad (3-8)$$

Der Faktor  $k_{Gerät}$  gibt den Einfluss der unterschiedlichen Geräte und der Faktor  $k_H$  die Abwurfhöhe wieder. Dieser Faktor kann folgendermaßen bestimmt werden:

$$k_H = \left( \frac{H_{Frei} + H_{Rohr} \cdot k_{Reib}}{2} \right)^{1,25} \quad (3-9)$$

Dabei ist  $H_{Frei}$  die Freifallhöhe und  $H_{Rohr}$  die senkrechte Höhendifferenz, die das Material innerhalb eines Schüttrohres zurücklegt. Der Faktor  $k_{Reib}$  beschreibt die Reibung innerhalb des Schüttrohres. [7]

Die durch das Fahren von Fahrzeugen hervorgerufenen Staubemissionen setzen sich aus der Aufwirbelung von Straßenmaterial, Abgasen sowie Brems- und Reifenabrieb zusammen. Zur Berechnung dieser Emissionen werden in der VDI 3790 Blatt 3 und Blatt 4 Formeln angegeben, die sich auf die von der amerikanischen Umweltschutzbehörde veröffentlichten „Compilation of air pollutant emission factors, AP-42“ beziehen. Unbefestigte und befestigte Fahrwege werden aufgrund ihres unterschiedlichen Emissionspotentials getrennt betrachtet. [7] [17]

### Blatt 3

Die folgende empirische Formel dient zur Berechnung der korngrößenspezifischen mittleren Emissionen von unbefestigten Fahrwegen.

$$q_T = k_{Kgv} \cdot \left( \frac{S}{12} \right)^a \cdot \left( \frac{W}{2,7} \right)^b \quad [\text{g}/(\text{m} \cdot \text{Fahrzeug})] \quad (3-10)$$

Berücksichtigt werden in der Formel der Feinkornanteil des Straßenmaterials  $S$  und das Gewicht des Fahrzeugs  $W$ . Die Korngrößenverteilung fließt durch den Faktor  $k_{Kgv}$  und durch die Exponenten  $a$  und  $b$  ein. Diese werden in der VDI-Richtlinie für PM2,5, PM10 und PM30 angegeben (siehe Tabelle 3-3). [7]

Korngröße [µm]	PM2,5	PM10	PM30
<b>k<sub>Kgv</sub></b>	0,042	0,42	1,38
<b>a</b>	0,9	0,9	0,7
<b>b</b>	0,45	0,45	0,45

Tabelle 3-3:  $k_{Kgv}$  und Exponenten  $a$  und  $b$  zur Berücksichtigung der Korngrößenverteilung [7]

Die folgende Formel berücksichtigt Niederschläge:

$$q_T = k_{Kgv} \cdot \left( \frac{S}{12} \right)^a \cdot \left( \frac{W}{2,7} \right)^b \cdot \left( 1 - \frac{p}{365} \right) \quad [\text{g}/(\text{m} \cdot \text{Fahrzeug})] \quad (3-11)$$

Dabei ist  $p$  die Anzahl der Tage pro Jahr mit mehr als 0,3 mm natürlichen Niederschlags. [7]

Für die Berechnung von Emissionsfaktoren für befestigte Fahrwege sind in der VDI-Richtlinie Blatt 3 keine Vorschriften aufgeführt. Es wird jedoch auf entsprechende Formeln, die die Environmental Protection Agency (EPA) entwickelt hat, verwiesen. [7]

#### Blatt 4

Blatt 4 der VDI-Richtlinie 3790 gibt sowohl empirische Formeln zur Abschätzung der kornspezifischen mittleren Emissionen von unbefestigten als auch befestigten Fahrwegen an und berücksichtigt zudem die Wirksamkeit von Staubminderungsmaßnahmen [17]. Die folgende Formel dient der Berechnung der Emissionen von unbefestigten Fahrwegen:

$$q_{uF} = k_{Kgv} \cdot \left(\frac{S}{12}\right)^a \cdot \left(\frac{W}{2,7}\right)^b \cdot \left(1 - \frac{p}{365}\right) \cdot (1 - k_M) \quad [\text{g}/(\text{km} \cdot \text{Fahrzeug})] \quad (3-12)$$

Die Faktoren und Exponenten haben die gleiche Bedeutung wie in Formel 3-10 und die Werte wie in Tabelle 3-3. Der Faktor  $k_{Kgv}$  wird jedoch mit dem Faktor 1.000 multipliziert, da sich der Emissionsfaktor  $q_{uF}$  auf die Einheit  $\text{g}/(\text{km} \cdot \text{Fahrzeug})$  bezieht. Die Variable  $p$  gibt die Anzahl der Tage mit mindestens 1 mm Niederschlag und  $k_M$  die Wirksamkeit der Emissionsminderungsmaßnahmen an. [17] Die Berechnung der Emissionsfaktoren für unbefestigte Fahrwege nach Blatt 4 unterscheidet sich durch die Berücksichtigung einer anderen Niederschlagsmenge pro Tag und Emissionsminderungsmaßnahmen.

### 3.2.3 Grenzen bei der Bestimmung von Emissionen

Die in Blatt 3 und 4 der VDI-Richtlinie 3790 dargestellten Formeln zur Berechnung der Emissionsfaktoren gehen auf unterschiedliche diffuse Quellen von Staubemissionen wie Lagerung und Umschlag von Schüttgütern sowie deren Transport mittels Fahrzeugen ein und berücksichtigen eine ganze Reihe von Einflussgrößen. Bei der Lagerung sind dies die Windgeschwindigkeit, die Materialfeuchte, die Korndichte, die mittlere Korngröße und der Böschungswinkel der Halde. Die Staubneigung des Materials, die Umschlagsmenge, die Materialdichte, die Einflüsse der Umgebung des Materialumschlags, die Abwurfhöhe des Materials und die eingesetzte Maschinenteknik fließen in die Berechnung der Emissionen, die beim Umschlag von Schüttgut entstehen, ein. Bei der Bestimmung der Emissionen von



Fahrwegen wird die Korngrößenverteilung, der Feinkornanteil des Straßenmaterials, das Gewicht der Fahrzeuge und der Niederschlag einbezogen. [7] [17]

Trotz der vielen berücksichtigten Einflüsse bei der Berechnung von Emissionsfaktoren durch die VDI-Richtlinie bleiben weitere Einflüsse unberücksichtigt, selbst einige, die in der Richtlinie aufgelistet sind. Bei der Lagerung sind dies u.a. die Lagerdauer, die Oberflächenbeschaffenheit und die Haldenform. Beim Umschlag werden beispielsweise klimatische Einflüsse, wie Niederschlag oder Windgeschwindigkeit, nicht in die Berechnungen einbezogen und bei Emissionen von Fahrwegen spielt die eingesetzte Maschinenteknik, die Fahrzeug- und die Windgeschwindigkeit sowie die Feuchtigkeit des Fahrbahnmaterials keine Rolle. [7]

Die Anwendung der Formel zur Berechnung der Emissionen, die bei der Lagerung entstehen, ist auf Material begrenzt, das nicht verkrustet. Außerdem muss immer ausreichend abwehfähiges Material vorhanden sein. Des Weiteren grenzen Windkanal- und Freilandversuche den Anwendungsbereich der Formeln zur Berechnung von Emissionsfaktoren des Staubabtrags durch Wind von Oberflächen auf Böschungswinkel von 25° bis 39° ein. [18]

Über die Genauigkeit der Berechnungen von Emissionsfaktoren für die Materialaufnahme, -abgabe und -übergabe können keine verlässlichen Aussagen getroffen werden, da die Datenbasis noch zu gering ist. Auch die Bestimmung der Neigung der Stoffe zum Stauben enthält Unsicherheiten, da dafür keine objektive Methode zur Verfügung steht. [7] Zudem können für diese Vorgänge nach der VDI-Richtlinie 3790 nur Emissionsfaktoren für die Gesamtstaubbelastung (0 µm bis 500 µm) berechnet werden [7], die Feinstaubanteile (PM1, PM2,5 und PM10) müssen daraus abgeschätzt werden.

Bei Emissionen, die von Fahrwegen ausgehen, ist hingegen zumindest die separate Berechnung der Staubfraktionen PM2,5 sowie PM10 und darüber hinaus PM30 möglich [7] [17].

Zur Quantifizierung von Staubemissionen in Rohstoffgewinnungsbetrieben finden die in Blatt 3 und Blatt 4 der VDI-Richtlinie 3790 dargestellten Methoden ebenfalls Verwendung, obwohl Tagebaue als Sonderfälle bezeichnet werden [7]. Dies führt zu dem Umstand, dass nicht für alle relevanten Staubquellen im Tagebau spezifische Emissionsfaktoren anhand der Richtlinie bestimmt werden können, die Genauigkeit der berechneten Emissionsfaktoren aufgrund einer zu geringen Datenbasis nicht bestimmbar und die Einteilung der Rohstoffe anhand ihrer Staubneigung mit Unsicherheiten verbunden ist [2] [19]. Für den Bohrbetrieb und die Materialzerkleinerung durch Brecher lassen sich nach der VDI-Richtlinie keine

Emissionsfaktoren berechnen. Die Bestimmung von Emissionsfaktoren für Abwehungen von ebenen Freiflächen in Tagebauen ist anhand der VDI-Richtlinie ebenfalls nicht möglich, da die Formeln nur auf Böschungswinkel von 25° bis 39° anwendbar sind [18].

### **3.3 VDI-Richtlinie 4285 - Messmethoden zur Erfassung diffuser Emissionen**

#### **3.3.1 Grundlagen**

Verfahren zur messtechnischen Erfassung von Emissionen aus diffusen Quellen werden in der VDI-Richtlinie 4285 dargestellt. Die Richtlinie fasst unterschiedliche Verfahren zur Ermittlung der Emissionen zusammen und beschreibt deren Vorgehensweise. Die Bestimmung von Messgrößen wie Stoffkonzentrationen und meteorologische Parameter, gegebenenfalls mit einem Rechenmodell kombiniert, bildet die Grundlage der Emissionsermittlung. Die Durchführung der entsprechenden Messungen an diffusen Quellen soll an den Grenzflächen zur Atmosphäre oder im Anschluss an den Übertritt der zu messenden Stoffe in die Atmosphäre erfolgen. Die messtechnisch bestimmten Emissionswerte sind, soweit die Erfassung möglich ist, genauer und belastbarer als die auf Basis der in einschlägigen Regelwerken genannten Werte prognostizierten Emissionsfaktoren. [20]

Zunächst werden in Blatt 1 der VDI-Richtlinie 4285 die Eigenschaften von diffusen Quellen genannt. Die Eigenschaften sind:

- große räumliche Ausdehnung
- inhomogene Quellenstruktur
- schwer lokalisierbare und beschreibbare emissionsrelevante Bereiche
- niedrige Quellenhöhe
- zeitlich schwankender Emissionsmassenstrom, der auch von der Meteorologie abhängen kann
- hohe Immissionskonzentration in Quellenhöhe

Anschließend werden Gesichtspunkte, nach denen diffuse Quellen eingeteilt werden können, wie die Geometrie der Quelle (Punkt-, Linien-, Flächen-, Volumenquelle), die räumliche Struktur der Quelle (homogen, inhomogen), das zeitliche Verhalten der Emissionen (stationär/instationär, kontinuierlich/diskontinuierlich) und die Ortsveränderlichkeit (ortsfest,

ortsveränderlich) genannt und erläutert. Zudem werden Messverfahren zur Ermittlung von Stoffkonzentrationen vorgestellt. Grundsätzlich können dazu Punkt- und Fernmessverfahren eingesetzt werden. [20]

Bei Punktmessverfahren wird die Messgröße durch Probenahme an einem definierten Ort erfasst. Hierbei ist die zu erwartende Konzentration zu berücksichtigen. Verfahren der Immissionsmessungen sind für niedrige und Verfahren der Emissionsmessungen für hohe Konzentrationen geeignet. [20]

Fernmessverfahren erfassen die Konzentration von Luftverunreinigungen in räumlicher Entfernung zum Messgerät. Extraktive Probenahmen sind dazu nicht erforderlich. Die Messverfahren können sowohl ortaufgelöste als auch über eine Entfernung gemittelte Konzentrationen liefern. Häufig sind optische Messverfahren, die die Wechselwirkung der Bestandteile der Luft mit ultravioletter, sichtbarer oder infraroter Strahlung verwenden. Im Rahmen von Emissionsmessungen ist es zudem oftmals sinnvoll, meteorologische Bedingungen zu ermitteln, da sie die Ausbreitung von Emissionen oder das Emissionsverhalten von Quellen beeinflussen können. Meteorologische Messverfahren müssen daher eine ausreichende räumliche und zeitliche Repräsentanz hinsichtlich Quelle und Messort besitzen. [20]

Weiterhin erläutert die Richtlinie Methoden zur Bestimmung der Emissionen diffuser Quellen, auf die nachfolgend näher eingegangen wird, beschreibt das Vorgehen bei der Messplanung, wie die Zuordnung des Quellentyps und der -geometrie, die Wahl der Methode zur Ermittlung der Emissionen diffuser Quellen, Festlegung der Messzeiten, Messorte, Messobjekte sowie meteorologische Randbedingungen und geht auf eine angemessene Berichterstattung ein. [20]

### **3.3.2 Methoden zur Bestimmung der Emissionen diffuser Quellen**

Grundsätzlich können die Messmethoden zur Bestimmung der Emissionen diffuser Quellen in direkte und indirekte Methoden unterteilt werden [20].

#### **3.3.2.1 Direkte Methoden**

Die Emissionsermittlung dieser Methoden erfolgt direkt an der Quelle und beruht auf Volumenstrom- und Konzentrationsmessungen. Die Messung der Konzentration kann dabei unter einer Haube, in einem Windtunnel oder an Hallenöffnungen durchgeführt werden. Gemeinsamkeit dieser Methoden ist, dass nur in definierten, repräsentativen Teilflächen der Emissionsquelle gemessen wird und daraus eine Abschätzung des Emissionsverhaltens der gesamten Quelle erfolgt. Problematisch sind die Auswahl geeigneter Probenahmestellen und die Zuordnung der ermittelten Konzentration zu einem Volumenstrom. Meist finden diese Verfahren bei Flächenquellen mit windinduzierten Emissionen wie Deponien sowie Kompost- und Rottemieten Anwendung. [20]

#### **Vorermittlung mit Absaugglocken**

Erfasst wird mit dieser Methode die Zusammensetzung des Gases unter einer Absaugglocke. Grundsätzlich ist dabei die zusätzlich angesaugte Falschluf zu berücksichtigen. Oftmals wird jedoch in der Praxis angenommen, dass die Konzentration der gesuchten Komponente in der Falschluf vernachlässigt werden kann. Besonders Bereiche einer Deponie mit erhöhtem Gasaustritt können anhand dieser Methode bestimmt werden. [20]

#### **Haubenmessung**

Bei diesem Verfahren wird im Gegensatz zur Absaugglocke nicht von einem aktiv durchströmten Haubenvolumen ausgegangen. Zur Ermittlung der Quellstärke der von der Haube abgedeckten Fläche wird die Änderung der Konzentration unter der Haube bestimmt. Dazu wird zunächst die Haube mit unbelasteter Luft gefüllt und eine Gasprobe entnommen. Nach einer bestimmten Zeit wird eine zweite Probe entnommen. In beiden Proben wird die

Konzentration bestimmt, die Differenz dieser Werte gebildet und somit die Quellstärke nach folgender Formel bestimmt [20]:

$$q = \frac{(c_2 - c_1) \cdot V_H}{A_H \cdot \Delta t} \quad [\text{g}/(\text{h} \cdot \text{m}^2)] \quad (3-13)$$

Mit:

q:	flächenbezogene Quellstärke [g/(h*m²)]
c <sub>1</sub> , c <sub>2</sub> :	Konzentrationswert zum Zeitpunkt 1 bzw. Zeitpunkt 2 [g/m³]
V <sub>H</sub> :	Volumen der Haube [m³]
A <sub>H</sub> :	von der Haube abgedeckte Fläche [m²]
Δt :	Zeitspanne zwischen den beiden Konzentrationsmessungen [h]

### Windtunnelmessungen

Bei der Windtunnelmessung wird ein Luftstrom erzeugt, der die aus der Fläche emittierten Stoffe fortleitet. Der Tunnel wird auf der zu untersuchenden Fläche aufgestellt und gegen unkontrollierte Zutritte und Austritte von Luft abgedichtet. Am Ende des Tunnels wird die Konzentration des zu untersuchenden Stoffes in dem Luftstrom erfasst. Die flächenbezogene Quellstärke kann nach folgender Formel berechnet werden [20]:

$$q = \frac{c \cdot \dot{V}}{A_T} \quad [\text{g}/(\text{h} \cdot \text{m}^2)] \quad (3-14)$$

Mit:

q:	flächenbezogene Quellstärke [g/(h*m²)]
c:	Konzentrationswert im Abluftrohr [g/m³]
$\dot{V}$ :	eingestellter Luftvolumenstrom [m³/h]
A <sub>T</sub> :	Grundfläche des Tunnels [m²]

### 3.3.2.2 Indirekte Methoden

Bei den indirekten Methoden erfolgt die Emissionsermittlung in einem gewissen Abstand zur Quelle. Messverfahren wie Punkt- und Fernmessverfahren mit Quelltermrückrechnung, Messung des Konzentrations- und Windgeschwindigkeitsprofils und Tracergase kommen hier zur Anwendung. [20]

#### Tracergasmessungen

Bei der Tracergasmessung wird ein Tracergas, beispielsweise Schwefelhexafluorid (SF<sub>6</sub>), das nicht natürlich vorkommt, unbrennbar, chemisch stabil und nur gering toxisch ist, an der Stelle der Feinstaubemissionen freigesetzt. Somit können sich das Tracergas und der Feinstaub unter gleichen Randbedingungen ausbreiten. Anschließend wird auf der Leeseite die Konzentration des Feinstaubes und des Tracergases gemessen. Anhand der Konzentrationen sowie der Quellstärke des Tracergases, die leicht zu bestimmen ist, da der Volumenstrom des Tracergases mit einer Gasuhr oder gravimetrisch ermittelt werden kann, lässt sich die Quellstärke des Feinstaubes nach folgender Formel berechnen [20]:

$$Q_i = \frac{c_i - c_{i,Hintergrund}}{c_{Tracer}} \cdot Q_{Tracer} \quad [\text{g/h}] \quad (3-15)$$

Mit:

$Q_i$ :	Quellstärke des Feinstaubes [g/h]
$c_i$ :	Konzentration des Feinstaubes [g/m <sup>3</sup> ]
$c_{i, \text{Hintergrund}}$ :	Hintergrundkonzentration des Feinstaubes [g/m <sup>3</sup> ]
$c_{Tracer}$ :	Konzentration des Tracergases [g/m <sup>3</sup> ]
$Q_{Tracer}$ :	Quellstärke des Tracergases [g/h]

#### Bestimmung der Quellstärke mittels Messung des Konzentrations- und des Windgeschwindigkeitsprofils

Bilden die Staubemissionen einer diffusen Quelle eine Staubfahne, ist der Emissionswert aus Kontinuitätsgründen der Staubfluss durch den Fahnenquerschnitt, falls die Emissionen von der Quelle bis zum betrachteten Querschnitt keinen wesentlichen Veränderungen unterliegen [20]. Zur Ermittlung der Staubemissionen wird vorausgesetzt, dass die Windrichtung und die

x-Achse eines kartesischen Koordinatensystems übereinstimmen und sich der Querschnitt der Staubfahne, in dem die Messung erfolgt, in der y-z-Ebene befindet. Anhand der Bestimmung des Konzentrationsfeldes  $c(y,z)$  und des Windfeldes  $u(y,z)$  in einem solchen Querschnitt auf der Leeseite der Staubquelle kann der gesuchte Emissionswert  $Q$  durch das über den gesamten Fahnenquerschnitt integrierte Produkt dieser beiden Größen bestimmt werden. [8] [20]

$$Q = \int c(y, z) \cdot u(y, z) dydz \quad [\text{g/h}] \quad (3-16)$$

Mit:

Q:	Quellstärke des Staubs [g/h]
$c(y,z)$ :	Staubkonzentration im Raster (y,z) [g/m³]
$u(y,z)$ :	Windgeschwindigkeit im Raster (y,z) [m/h]
dy, dz:	Breite und Höhe des Rasters [m]

### Ausbreitungsmodellierung und Quelltermrückrechnung

Die Bestimmung der Emissionen aus Immissionsmessungen mit Hilfe von mathematischen oder physikalischen Ausbreitungsmodellen ist ebenfalls möglich. Die Ausbreitungsrechnung dient der Bestimmung von Immissionen, die durch eine zu untersuchende Quelle verursacht werden, an vorher festgelegten Orten. Zur Durchführung der Ausbreitungsrechnung sind Quellendaten (z.B. Form, Emissionsverhalten), meteorologische Daten (z.B. Wind, Temperatur) und standortspezifische Daten (z.B. Orographie, Oberfläche, Gebäude) aufzunehmen und in das Modell einzugeben. Das Ergebnis liefert die Immissionen an den festgelegten Orten. Bei der Quelltermrückrechnung wird die Ausbreitungsmodellierung umgekehrt. Die Immissionen an den festgelegten Orten werden gemessen und in das Modell eingegeben. Daraus werden dann die Emissionen der Quelle unter Beibehaltung der übrigen Daten berechnet. [20]

### 3.3.3 Fazit - VDI-Richtlinie 4285

Zur messtechnischen Erfassung und Dokumentation von Staubemissionen existieren eine Reihe von verschiedenen Methoden. Die Ergebnisse, die mit diesen Verfahren erzielt werden können, sind aufgrund der exakten und leistungsfähigen Messtechnik sehr genau. In Hinblick auf die

Erfassung von Feinstaubemissionen aus diffusen Quellen in Betrieben der Rohstoffgewinnung sind die vorgestellten direkten und indirekten Methoden unterschiedlich gut geeignet.

Die direkten Methoden zur Bestimmung der Emissionen diffuser Quellen sind hinsichtlich der Erfassung der Volumenströme und der Konzentrationen nur bedingt anwendbar. Insbesondere die Auswahl repräsentativer Probenahmestellen und die Zuordnung der gemessenen Konzentration zu einem Volumenstrom ist problematisch [20]. Aufgrund der erforderlichen Einhausung durch Glocken, Hauben oder Windtunnel sind sämtliche direkte Methoden zur Ermittlung der Feinstaubemissionen für die Erfassung der Emissionen aus den diffusen Quellen wie Bandübergaben, Fahrbewegungen oder Materialaufnahme bzw. Materialabgabe, die in dieser Arbeit untersucht werden, ungeeignet. Denn diese Voraussetzungen sind bei den ortsveränderlichen Emissionen, die von den betrachteten diffusen Quellen ausgehen, weder gegeben noch zu schaffen.

Von den indirekten Methoden zur Bestimmung der Emissionen diffuser Quellen sind weder die Tracergasmessung noch die Ausbreitungsmodellierung und Quelltermrückrechnung sinnvoll einsetzbar. Die Methode der Tracergasmessung ist für die Ermittlung von Emissionen, die u.a. durch Fahrbewegungen oder Materialaufnahmen entstehen, aufgrund der ortsveränderlichen Lage der Emissionsquelle nur bedingt geeignet, da die Quelle des Tracergases ebenso ihre Lage verändern müsste. Zudem müsste sich das Tracergas wie die Staubwolke ausbreiten. Die Bestimmung der Emissionen der zu untersuchenden diffusen Quellen durch die Methode der Ausbreitungsmodellierung und Quelltermrückrechnung dürfte ebenfalls nur eingeschränkt anwendbar sein. Dies beruht ebenso auf der ortsveränderlichen Lage der Emissionsquelle (z.B. Fahrzeuge) und der vielen weiteren zum Teil ebenfalls ortsveränderlichen Emissionsquellen in einem Tagebau, deren Emissionen sich dadurch unterschiedlich stark überlagern können.

Die Methode der Bestimmung der Quellstärke mittels Messung des Konzentrations- und des Windgeschwindigkeitsprofils ist hingegen grundsätzlich für die Ermittlung der Feinstaubemissionen, die von den zu untersuchenden diffusen Quellen ausgehen, geeignet, denn die Konzentration, die Windgeschwindigkeit und der Querschnitt der Staubfahne kann für sämtliche diffusen Quellen mit ausreichender Genauigkeit bestimmt werden. Daher wird diese Methode in einer angepassten Form in der vorliegenden Arbeit zur Erfassung der Staubemissionen verwendet. Die angepasste Methode wird nachfolgend beschrieben.



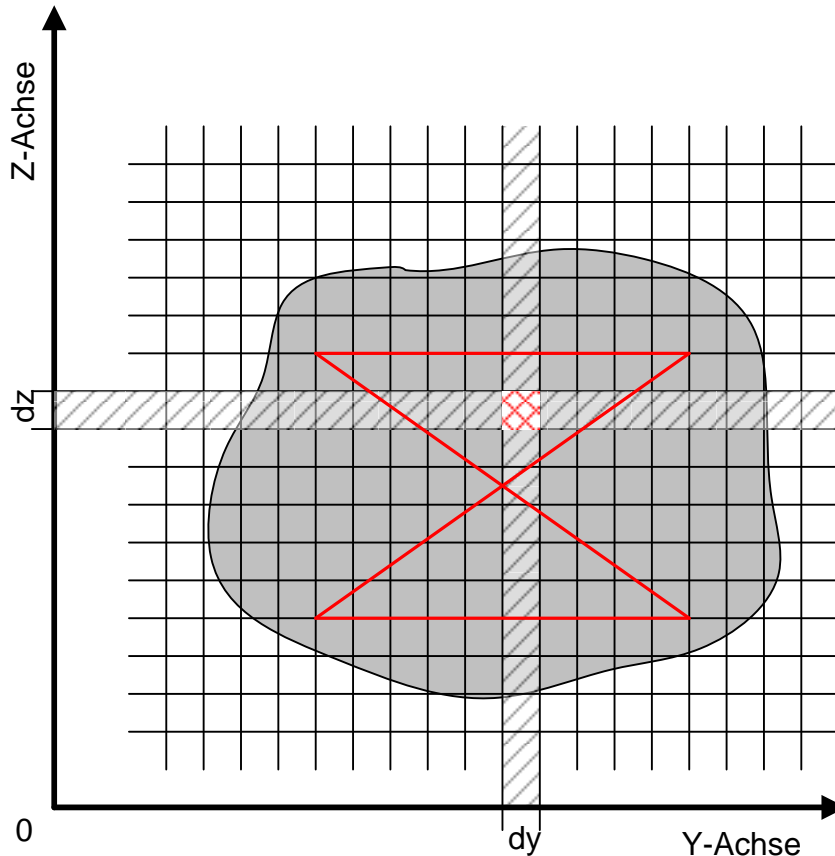
### 3.4 Messkonzept

Das Messkonzept basiert auf der Methode der „Bestimmung der Quellstärke mittels Messung des Konzentrations- und des Windgeschwindigkeitsprofils“ (Staubfahnen-Methode) [20]. Zur Durchführung der erforderlichen Messungen wird die Methode an die jeweiligen örtlichen Gegebenheiten angepasst, d.h. für jeden Betrieb bzw. Betriebspunkt wird ein individueller und betriebsspezifischer Messplan entwickelt. [3] Das Prinzip der Staubbmessung ist nachfolgend beschrieben:

Die sich in Windrichtung auf der Leeseite der Staubquelle ausbreitende Staubfahne dehnt sich mit zunehmender Entfernung zum Emissionsort in Breite und Höhe aus. Gleichzeitig nimmt die Staubkonzentration dem zunehmenden Volumen entsprechend ab. Die Verteilung der Staubteilchen kann im Querschnitt der Staubfahne in einem definierten Abstand zum Emissionsort als inhomogen angenommen werden. Daher wird die Querschnittsfläche der Staubfahne in einer definierten Entfernung von der Staubquelle (gemäß der „Staubfahnen-Methode“) in ein virtuelles Raster zerlegt. Die Staubkonzentration  $c(y,z)$  und die Ausbreitungsgeschwindigkeit  $u(y,z)$  werden für jedes Quadrat des Rasters mit der Breite  $dy$  und der Höhe  $dz$  messtechnisch aufgenommen. [8] Das über den gesamten Querschnitt der Staubfahne integrierte Produkt dieser Größen liefert den gesuchten Emissionswert gemäß der Formel [8]:

$$Q = \int c(y,z) \cdot u(y,z) dydz \quad [\text{g/h}] \quad (3-17)$$

Diese gemäß der gültigen VDI-Vorschriften empfohlene Standardvorgehensweise lässt sich in der Praxis jedoch nur mit einem hohen Aufwand und einer großen zeitlichen Inanspruchnahme realisieren und auf die speziellen Gegebenheiten im Tagebau anwenden. Aus diesem Grund wird ein vereinfachtes und modifiziertes Messverfahren verwendet, welches im Rahmen vorangegangener Projekte am Institut für Bergbau der Technischen Universität Clausthal entwickelt wurde und das sich in der Praxis bewährt hat. Bei der messtechnischen Erfassung der Staubkonzentration wird ein portables Messgerät nicht an einer festgelegten Stelle installiert, sondern innerhalb der Querschnittsfläche der Staubfahne dynamisch bewegt (siehe Abbildung 3-1). [8]



**Abbildung 3-1: Modifiziertes Messprinzip [8]**

Diese Vorgehensweise berücksichtigt mit ausreichender Genauigkeit die inhomogene Verteilung der Staubkonzentration innerhalb der Staubwolke. Der im Anschluss an die Einzelmessungen zu mittelnende Wert der Staubkonzentration auf der Leeseite wird als Gesamtbelastung ( $c_2(t)$ ) angesehen und ist die Summe aus der Staubvorbelastung ( $c_1(t)$ ) auf der Luvseite und der durch den jeweiligen Arbeitsvorgang verursachten Staubbelastung der sog. Zusatzbelastung. Die gesuchte Zusatzbelastung, die beim reinen Arbeitsvorgang des Materialumschlags entsteht, ergibt sich aus der Differenzbildung ( $c_2(t) - c_1(t)$ ) zwischen Gesamtbelastung ( $c_2(t)$ ) und Vorbelastung ( $c_1(t)$ ). [8]

Die Abbildung 3-2 verdeutlicht diese Zusammenhänge. Die Zusatzbelastung, die aus dem reinen Arbeitsvorgang resultiert, wird durch das Integral der Fläche zwischen Gesamtbelastung und Vorbelastung beschrieben. [8]

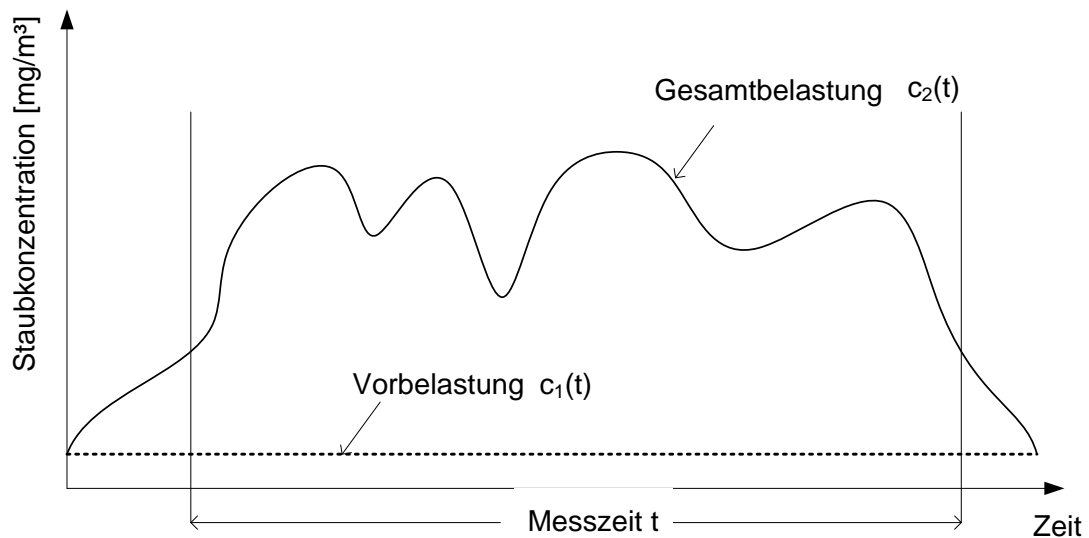
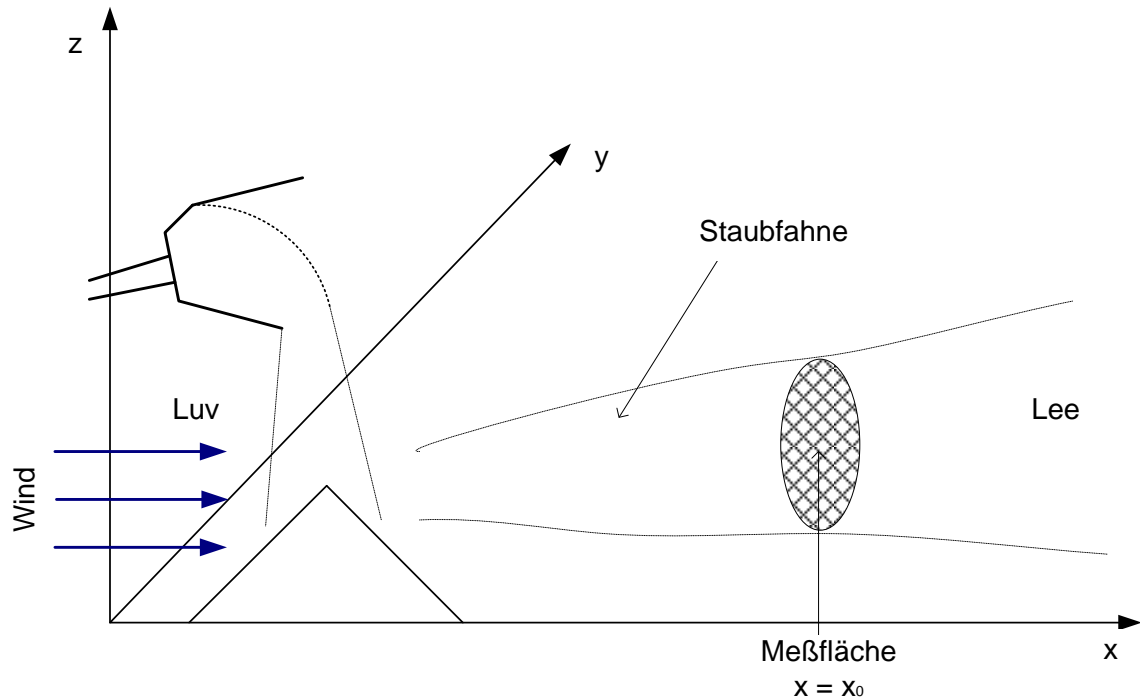


Abbildung 3-2: Schematische Darstellung der Ermittlung von Staubbelastungen [8]

Um die Emissionsmenge, die während eines Arbeitszyklus pro Staubquelle freigesetzt wird, erfassen zu können, ist es erforderlich, neben der mittleren Staubkonzentration auch das Volumen der emittierten Staubwolke zu bestimmen. Dazu werden die geometrischen Größen der Wolke (Breite  $b$ , Höhe  $h$ ) dokumentiert. Aus dem Produkt der mittleren Windgeschwindigkeit ( $u$ ) und der Messzeit ( $t$ ) lässt sich die Tiefe der Staubwolke bestimmen.

Dieses Verfahren lässt sich jedoch nur anwenden, wenn die Staubwolke visuell klar erkennbar ist (siehe Abbildung 3-3). [8]



Abbildung 3-3: Abschätzung der Abmessungen einer Staubwolke am Beispiel der Fahrt eines Radladers

Kann die Geometrie der Staubwolke visuell nicht erfasst werden, erfolgt die Erfassung durch Variation des Messgerätstandorts (siehe Abbildung 3-4) [8].

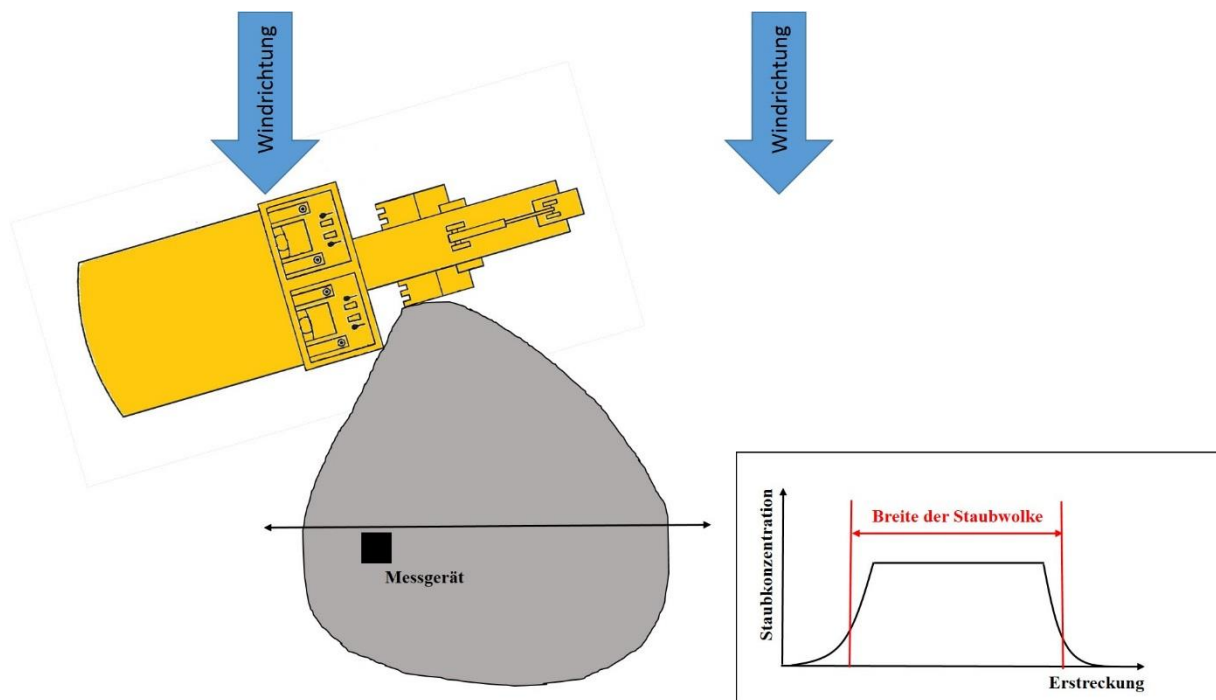


Abbildung 3-4: Messtechnische Erfassung der Abmessungen der Staubwolke

Die Grenzen der Staubwolke können über den plötzlichen Anstieg bzw. den Abfall der Staubkonzentration erfasst werden (siehe Abbildung 3-5) [8].

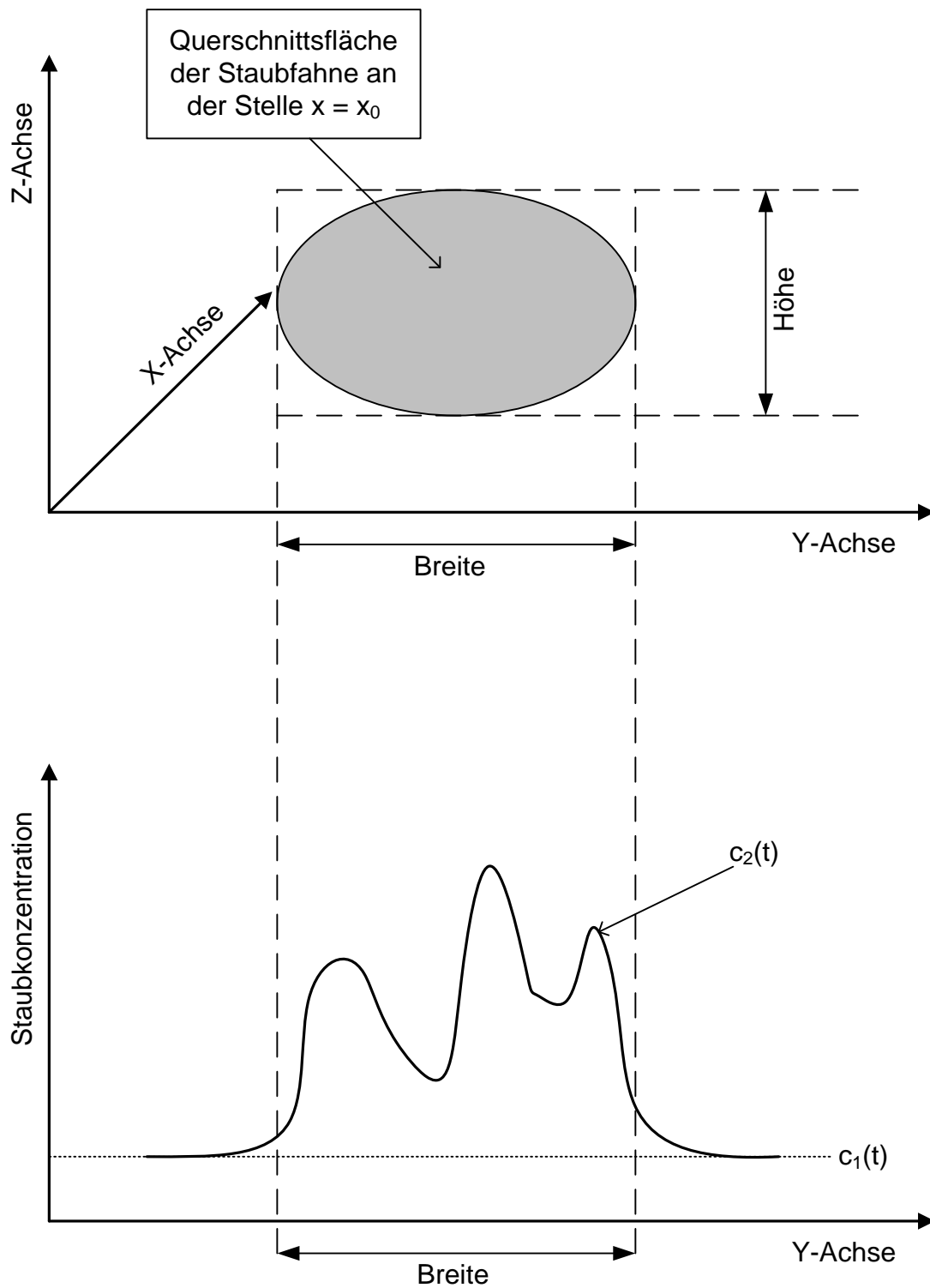


Abbildung 3-5: Ermittlung der Geometrie einer Staubwolke durch Staubkonzentrationsmessung [8]

Wenn sich die äußeren Randbedingungen während der Durchführung der Einzelmessung nicht ändern und somit auch die Staubwolke weiterhin entsprechende Abmessungen besitzt, ist es ausreichend, die Geometrie einmal vor Beginn der Konzentrationsmessungen zu ermitteln. Bei

einer Veränderung der äußeren Randbedingungen müssen diese gegebenenfalls neu erfasst und berücksichtigt werden. [8]

Neben der Staubbelastung auf der Luv- und Leeseite der diffusen Staubquelle werden während der Messungen auch relative Luftfeuchtigkeit, Außentemperatur und Windgeschwindigkeit dokumentiert. Außerdem werden die Abmessungen der Staubwolke, Messdauer, Material und Materialfeuchtigkeit, Distanz der Messgeräte zum Emissionsort, Quellenhöhe sowie Förderleistung und Anzahl der Ladespiele festgehalten. Auch Besonderheiten, wie einsetzender oder abklingender Niederschlag sowie bauliche Maßnahmen, die den Zustand der Fahrbahn verändern, werden erfasst. Größen, wie u.a. die Förderleistung und die Windgeschwindigkeit, sind für die Berechnung der Emissionsfaktoren notwendig. Andere Einflussgrößen, wie die Materialfeuchtigkeit, der Niederschlag oder die Beschaffenheit der Fahrbahn, werden zur Bestimmung ihres Einflusses auf die Höhe der Staubemissionen erfasst und dokumentiert.

### **3.5 Messgeräte**

#### **3.5.1 Staubbmessgeräte**

Bei den beiden verwendeten Staubbmessgeräten handelt es sich um DustTrak DRX Aerosolmonitore 8533 der Firma TSI. Diese Laserphotometer mit Streulichtmessung und Datenprotokollierung zur Echtzeitmessung können gleichzeitig sowohl Masse als auch Partikelgröße erfassen. Der Partikelgrößenbereich reicht bis 15  $\mu\text{m}$ . Diese Geräte ermöglichen die gleichzeitige Messung größendifferenzierter Massenanteilkonzentrationen u.a. von PM<sub>1</sub>, PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub>. Der messbare Aerosolkonzentrationsbereich liegt zwischen 0,001 und 150 mg/m<sup>3</sup>. Auf dem Display können Echtzeitmesswerte, über die Messzeit gemittelte Durchschnittswerte sowie die Maximal- und Minimalwerte dieser Zeitspanne abgelesen werden. Die Echtzeitmesswerte werden jede Sekunde aktualisiert und geben den Durchschnittswert einer Zeitkonstante wieder, die in einem Bereich von 1 bis 60 Sekunden einstellbar ist. Weiterhin kann der Messverlauf auf dem Display durch einen Graphen visuell abgebildet und vom Anwender analysiert werden. Die Staubbmessgeräte sind batteriebetrieben und mobil einsetzbar. Werksseitig sind die Staubbmessgeräte auf den Arizona Road Dust A1, einen genormten Teststaub, kalibriert. Eine Kalibrierung der Staubbmessgeräte durch den Anwender auf den jeweils zu untersuchenden Staub ist möglich. [21]

Zur Messung der Staubkonzentration der Luft werden mittels einer Pumpe 3 l Luft pro Minute in den DustTrak DRX Aerosolmonitor eingesaugt. Von dieser Menge wird 1 l abgetrennt, gefiltert und der ungefilterten Luft am Einlass der optischen Messkammer wieder zugeführt. Dies soll die Messoptik vor Verunreinigung schützen und die wiederholte Zirkulation von Partikeln verhindern. Der mit Aerosolen beladene Luftstrom trifft in der Messkammer auf einen Laserstrahl mit einer Wellenlänge von 655 nm. Die in einem Bereich von  $90^\circ \pm 62^\circ$  von den Partikeln abgelenkten Strahlen werden durch einen sphärischen Spiegel auf einen Fotodetektor reflektiert. Mit Hilfe des Fotodetektors werden dann sowohl die Massenkonzentration als auch die Partikelgröße und Partikelanzahl bestimmt. Daraus werden die Massenanteilkonzentrationen der Staubfraktionen berechnet. [22]

Der DustTrak DRX Aerosolmonitor ist in einer Reihe von wissenschaftlichen Untersuchungen verwendet worden. Cao et al. [23] misst mit Messgeräten dieses Typs die Feinstaubkonzentration im Außenbereich, im Belüftungssystem und im Innenraum eines Flugzeugs. Eine Kalibrierung der Messgeräte erfolgt nicht. Die Messwerte im Außenbereich werden mit Messstationen im Umfeld des Flugplatzes verglichen. Diese Messstationen arbeiten mit einem Tapared Element Oscillating Microbalance (TEOM). Der DustTrak DRX Aerosolmonitor gibt eine 3,3-fach höhere PM<sub>2,5</sub>-Konzentration und eine 5-fach höhere PM<sub>10</sub>-Konzentration als die stationären Messgeräte an. [23] Nguyen [24] setzt die Aerosolmonitore ein, um die PM<sub>2,5</sub>-Konzentration in Santiago in Chile an drei Messstellen zu ermitteln. Die Aerosolmonitore werden nicht kalibriert. Zudem wird die PM<sub>2,5</sub>-Konzentration noch mit zwei gravimetrisch arbeitenden Staubmessgeräten erfasst. Die von den DustTrak DRX Aerosolmonitoren gemessenen PM<sub>2,5</sub>-Konzentration sind um das 1,37-Fache höher als bei den Referenzgeräten. [24] Long [25] untersucht die Konzentrationen der durch Bauarbeiten im Hoch- und Tiefbau auftretenden Stäube der PM<sub>2,5</sub>-Fraktion. Eine Kalibrierung der DustTrak DRX Aerosolmonitore wird nicht vorgenommen. Die eingesetzten Referenzmessgeräte arbeiten nach dem Prinzip der Betastrahlungsschwächung. Die Messwerte der DustTrak DRX Aerosolmonitore sind um das 2,12-Fache höher. [25] Watson et al. [26] erfasst die PM<sub>10</sub>-Staubemissionen zweier Sand- und Kieswerke. Dazu setzt er unterschiedlich arbeitende Staubmessgeräte ein, u.a. den DustTrak DRX Aerosolmonitor. Eine Kalibrierung des Geräts unterbleibt. Im Vergleich zu den gravimetrisch arbeitenden Referenzgeräten beträgt die mit dem Aerosolmonitor gemessene PM<sub>10</sub>-Konzentration das 0,67-Fache, 0,79-Fache und 1,04-Fache. Darüber hinaus fällt die ermittelte PM<sub>10</sub>-Konzentration um das 1,15-Fache höher aus als die des Referenzmessgerätes, das nach Betastrahlungsschwächung misst. Von den Messwerten der eingesetzten Nephelometer weichen die Messwerte um das 1,43-Fache und

2,08-Fache ab, fallen also höher aus. [26] Wang et al. [22] untersucht die Messgenauigkeit des DustTrak DRX Aerosolmonitors für PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub> unter Laborbedingungen anhand von vier Stäuben: Arizona Road Dust A1, Arizona Road Dust A4, Hämatitstaub und Petrokolkoksstaub. Ein TEOM wird als Referenzmessgerät eingesetzt. Die erste Messreihe wurde mit der Werkskalibrierung (Kalibrierung mit Arizona Road Dust A1) durchgeführt. Für die zweite Messreihe ist der DustTrak DRX Aerosolmonitor entsprechend auf die unterschiedlichen Stäube kalibriert worden. [22] Die Ergebnisse der beiden Messreihen sind in der Tabelle 3-4 dargestellt.

	DRX/TEOM (1. Messreihe)		DRX/TEOM (2. Messreihe)	
	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub>
Arizona Road Dust A1	1,00	1,00	1,00	1,00
Arizona Road Dust A4	1,31	0,93	1,01	1,06
Hämatitstaub	1,83	0,46	0,97	1,02
Petrokolkoksstaub	1,46	0,63	1,00	1,01

**Tabelle 3-4: Untersuchungsergebnisse Wang et al. [22]**

Wang et al. zeigt wie die vorherigen Untersuchungen auf, dass die Messergebnisse der verschiedenen Messgeräte je nach Staubart und Messgerät bei Verwendung der Werkskalibrierung variieren. Zudem weist er jedoch damit nach, dass der DustTrak Aerosolmonitor nach einer entsprechenden Kalibrierung mit den zu untersuchenden Stäuben deren Konzentration anschließend mit einer hohen Genauigkeit erfasst. [22]

Daher werden die in dieser Arbeit verwendeten DustTrak DRX Aerosolmonitore entsprechend kalibriert. Die Kalibrierung wird nachstehend erläutert.

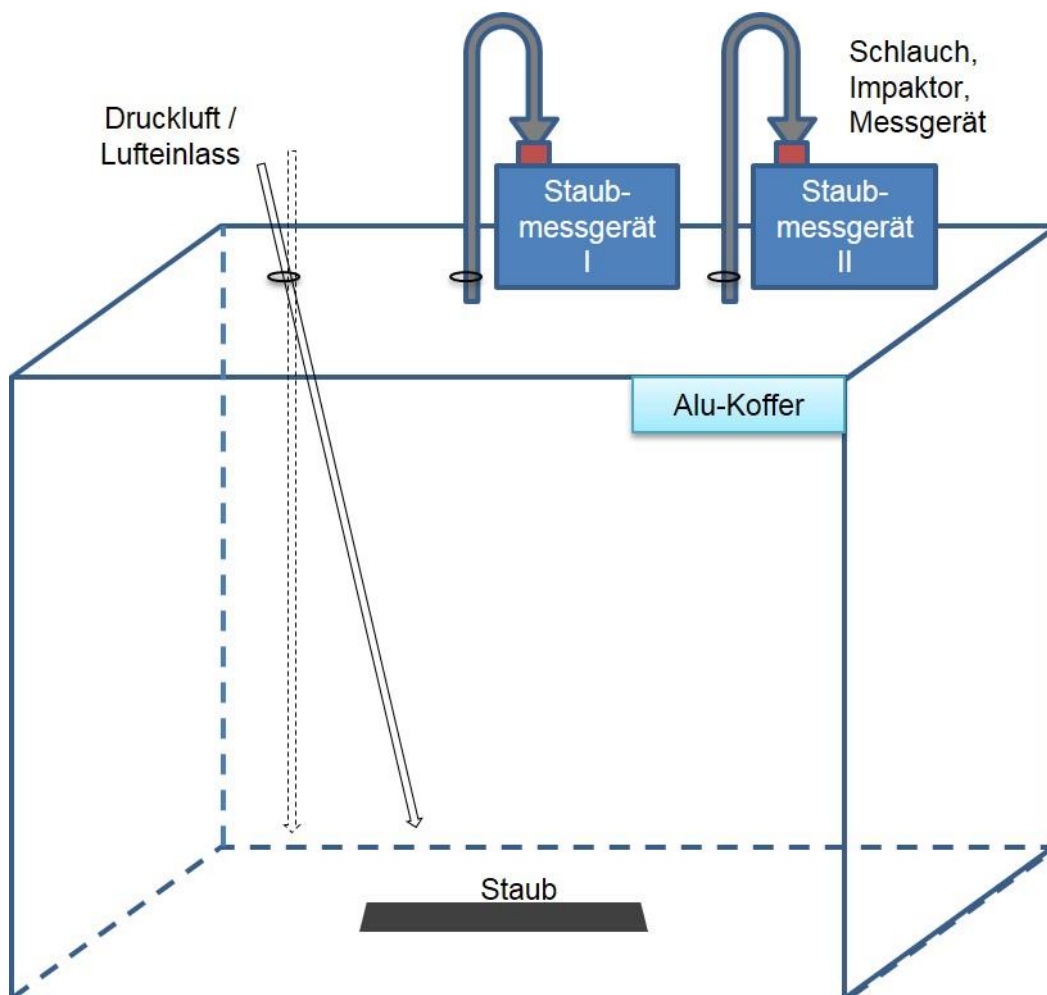
### **Kalibrierung der Staubmessgeräte**

Die DustTrak DRX Aerosolmonitore 8533 der Firma TSI sind ab Werk auf Arizona Road Dust A1, einen genormten Teststaub, kalibriert. Zur Erhöhung der Messgenauigkeit ist es jedoch sinnvoll, die Aerosolmonitore auf den jeweils zu messenden Staub zu kalibrieren. [21] [22]

Die Messgeräte werden für jeden zu untersuchenden Betrieb und somit für jedes Gestein kalibriert. Dazu wird repräsentativer Staub aus den jeweiligen Betrieben verwendet. Für die Kalibrierung der Messgeräte ist es erforderlich, sowohl den größenabhängigen (Size Calibration Factor (SCF)) als auch den fotometrischen Kalibrierungsfaktor (Photometric



Calibration Factor (PCF)) neu zu bestimmen [21]. Beide sind werksseitig anhand einer Kalibrierung mit A1-Teststaub der Norm ISO 12103-1 (Arizona Test Dust) festgelegt. Die Bestimmung der Kalibrierungsfaktoren erfolgt durch parallel zur normalen Messung durchgeführte gravimetrische Referenzmessungen. Zur Ermittlung des fotometrischen Kalibrierungsfaktors ist der PM<sub>2,5</sub>-Impaktor am Einlass des Gerätes zu montieren, damit ausschließlich Staub dieser Fraktion das Messgerät durchströmt. Für die Bestimmung des größenabhängigen Kalibrierungsfaktors ist dann zusätzlich der PM<sub>10</sub>-Impaktor zu verwenden. [21] Bei der gravimetrischen Referenzmessung wird ein 0,8 µm Porenfilter in die interne 37 mm Filterkartusche des jeweiligen Messgerätes eingelegt und die Staubmessgeräte an die extra entwickelte Kalibriervorrichtung (siehe Abbildung 3-6) angeschlossen.



**Abbildung 3-6: Vorrichtung zur Kalibrierung der Staubmessgeräte**

Die Kalibriervorrichtung besteht aus einem Aluminiumkoffer, einem Lufteinlass, der auch dem Einbringen von Druckluft dient, sowie jeweils einem Anschluss für ein Messgerät. Beim Vorgang der Kalibrierung wird zunächst der entsprechende Staub im Aluminiumkoffer platziert, die Porenfilter gewogen und in die Staubmessgeräte eingebaut. Anschließend wird

der Staub mittels Druckluft aufgewirbelt und nach einer Minute die Messgeräte gestartet. Der Messvorgang läuft 60 Minuten. Anschließend wird der Porenfilter ausgebaut und gewogen. Dieser Vorgang wird für jedes Gestein und für beide Kalibrierungsfaktoren mehrmals mit neuem Porenfilter durchgeführt, um die Genauigkeit zu erhöhen. Für jeden Messdurchgang wird dann die Massenkonzentration  $PM_{2,5\_Grav}$  bzw.  $PM_{10\_Grav}$  nach folgender Formel berechnet [21].

$$PM_{2,5\_Grav} = \frac{m_{StaubFilter}}{(s \cdot v \cdot 2/3)} \quad [mg/m^3] \quad (3-18)$$

mit

$PM_{2,5\_Grav}$   $PM_{2,5}$ -Massenkonzentration [ $mg/m^3$ ]

$m_{StaubFilter}$  Staubmasse auf Filter [mg]

$s$  Messzeit [min]

$v$  Durchfluss [l/min]

Dies gilt entsprechend für die  $PM_{10}$ -Massenkonzentration. Der neue fotometrische Kalibrierungsfaktor berechnet sich nach folgender Formel [21].

$$PCF_{neu} = \left( \frac{PM_{2,5\_Grav}}{PM_{2,5\_DRX}} \right) \cdot PCF_{alt} \quad (3-19)$$

mit

$PCF_{neu}$  neuer fotometrischer Kalibrierungsfaktor

$PCF_{alt}$  alter fotometrischer Kalibrierungsfaktor

$PM_{2,5\_Grav}$   $PM_{2,5}$ -Massenkonzentration [ $mg/m^3$ ]

$PM_{2,5\_DRX}$   $PM_{2,5}$ -Massenkonzentration DRX [ $mg/m^3$ ]

Der neue größenabhängige Kalibrierungsfaktor lässt sich wie folgt berechnen [21].

$$SCF_{neu} = \left( \frac{PM_{10\_Grav} - PM_{2,5\_Grav}}{PM_{10\_DRX} - PM_{2,5\_DRX}} \right)^{\frac{1}{3}} \cdot SCF_{alt} \quad (3-20)$$

mit

$SCF_{neu}$  neuer größenabhängiger Kalibrierungsfaktor

$SCF_{alt}$  alter größenabhängiger Kalibrierungsfaktor

PM2,5_Grav	PM2,5-Massenkonzentration [mg/m <sup>3</sup> ]
PM10_Grav	PM10-Massenkonzentration [mg/m <sup>3</sup> ]
PM2,5_DRX	PM2,5-Massenkonzentration DRX [mg/m <sup>3</sup> ]
PM10_DRX	PM10-Massenkonzentration DRX [mg/m <sup>3</sup> ]

Aus den für ein/einen Gestein/Betrieb berechneten Kalibrierungsfaktoren wird der Durchschnitt gebildet, dieser Wert in das jeweilige Messgerät eingespeichert und bei Messungen in den Betrieben wieder abgerufen.

### 3.5.2 Flügelradanemometer

Die Windgeschwindigkeit, die Temperatur und die Luftfeuchtigkeit wird mit Hilfe des Wöhler FA 430 Flügelradanemometers erfasst [3].

## 3.6 Methodik der Auswertung

Die Auswertung der Einzelmessung erfolgt auf Basis der festgehaltenen Messdaten und Einflussgrößen. Im Folgenden ist das grundsätzliche Vorgehen bei der Berechnung der Emissionsfaktoren dargestellt. Aus den aufgenommenen Messdaten wird zunächst gemäß der nachstehenden Formel die Masse der Staubemission  $m_{\text{Staub}}$  innerhalb der Messzeit ermittelt [8]:

$$m_{\text{Staub}} = (c_2 - c_1) \cdot b \cdot h \cdot u \cdot t \quad [\text{mg}] \quad (3-21)$$

mit

$m_{\text{Staub}}$  Masse der Staubemission in der Messzeit [mg]

$c_2$  Gesamtstaubbelastung [mg/m<sup>3</sup>]

$c_1$  Staubvorbelastung [mg/m<sup>3</sup>] bzw.

$(c_2 - c_1)$  Zusatzbelastung durch reinen Arbeitsbetrieb [mg/m<sup>3</sup>]

$b$  Breite der Staubwolke [m]

$h$  Höhe der Staubwolke [m]

$u$  Windgeschwindigkeit [m/s]

$t$  Messzeit [s]

Die Berechnungen der Emissionsfaktoren sowie der Quellstärken werden nachstehend erläutert. Hierbei ist die Art der Staubquelle zu berücksichtigen. [8] Diese lassen sich abhängig von der Geometrie in Punkt-, Linien- und Flächenquellen unterteilen [7] [27].

Die Emissionen von Punktquellen treten punktuell auf und können einem definierten Entstehungsort zugeordnet werden, der sich jedoch im Laufe der Zeit ändern kann. Dies ist beispielsweise bei der Materialaufnahme durch einen Radlader der Fall. In Abhängigkeit der zeitlichen Entstehung der Staubemissionen können Punktquellen in kontinuierliche und diskontinuierliche Quellen eingeteilt werden. Staub wird bei kontinuierlichen Punktquellen stetig über eine definierte Zeitspanne emittiert, wie dies beispielsweise bei Bandübergaben der Fall ist. Im Gegensatz dazu entsteht Staub bei diskontinuierlichen Punktquellen periodisch bei jedem Arbeitszyklus, wie dies beispielsweise beim Abkippvorgang eines SKW vorkommt. [8]

Linienquellen zeichnen sich durch eine große laterale Erstreckung aus. Dies ist u.a. bei Bandstrecken oder Fahrwegen von SKW oder Radladern der Fall. [8]

Flächenquellen weisen eine große zweidimensionale Ausdehnung auf. Bei Rohstoffgewinnungsbetrieben sind dies Freiflächen und Halden. Die Emissionen von Freiflächen werden ausschließlich durch die Witterungsbedingungen und nicht durch Betriebsvorgänge verursacht. [8]

### **Kontinuierliche Punktquellen**

Staubemissionen treten bei kontinuierlichen Punktquellen über die gesamte Betriebszeit sämtlicher Arbeitsabläufe auf. Eine Zykluszeit kann in diesem Fall nicht eindeutig festgelegt werden. [8]

Für die Berechnung der Emissionsfaktoren für kontinuierliche Punktquellen gilt:

$$E_{KPQ} = \frac{m_{Staub}}{\dot{M} \cdot t} \quad [\text{mg/t}] \quad (3-22)$$

mit

$E_{KPQ}$  Emissionsfaktor der kontinuierlichen Punktquelle [mg/t]

$m_{Staub}$  Masse der Staubemission in der Messzeit [mg]

$t$  Messzeit [h]

$\dot{M}$  Förderleistung [t/h]

Die Quellstärke  $\dot{Q}$  der Punktquellen in der Einheit [mg/h] kann aus dem Emissionsfaktor [mg/t] berechnet werden, indem das Produkt aus dem Emissionsfaktor und der Umschlagleistung  $\dot{M}$  gebildet wird [8]:

$$\dot{Q} = E_{KPQ} \cdot \dot{M} \quad [\text{mg/h}] \quad (3-23)$$

### Diskontinuierliche Punktquellen

Typisch für Hydraulikbagger und Radlader ist ihr diskontinuierlicher Prozess. Bei diskontinuierlichen Punktquellen lassen sich die Emissionsfaktoren mit folgender Formel berechnen [8]:

$$E_{DPQ} = \frac{m_{Staub}}{n \cdot M_z} \quad [\text{mg/t}] \quad (3-24)$$

mit

$E_{DPQ}$  Emissionsfaktor der diskontinuierlichen Punktquelle [mg/t]

$m_{Staub}$  Masse der Staubemission in der Messzeit [mg]

$n$  Anzahl der Zyklen in der Messzeit

$M_z$  Umschlagmenge pro Zyklus (Greifer, Schaufel) [t]

Die Quellstärke  $\dot{Q}$  der jeweiligen diskontinuierlichen Punktquelle kann wie bei den kontinuierlichen Punktquellen (s.o.) gemäß der Formel

$$\dot{Q} = E_{DPQ} \cdot \dot{M} \quad [\text{mg/h}] \quad (3-25)$$

berechnet werden. Beim diskontinuierlichen Betrieb lässt sich die Umschlagleistung  $\dot{M}$  durch Multiplikation der pro Arbeitszyklus umgeschlagenen Materialmenge und der Anzahl der Arbeitszyklen pro Zeiteinheit (Betriebsstunde) bestimmen. [8]

## Linienquellen

Im Gegensatz zu Punktquellen müssen die Emissionsfaktoren für Linienquellen auf die Quellenlänge bezogen werden, damit verschiedene Staubquellen hinsichtlich ihrer Intensität miteinander verglichen werden können. Die Emissionsfaktoren für Linienquellen lassen sich wie folgt berechnen [8]:

$$E_{LQ} = \frac{m_{Staub}}{L \cdot t} \quad [\text{mg}/(\text{h} \cdot \text{m})] \quad (3-26)$$

mit

$E_{LQ}$  Emissionsfaktor der Linienquelle  $[\text{mg}/(\text{h} \cdot \text{m})]$

$m_{Staub}$  Masse der Staubemission in der Messzeit  $[\text{mg}]$

$L$  Quellenlänge  $[\text{m}]$

$t$  Messzeit  $[\text{h}]$

Emissionsfaktoren für Fahrwege von Radladern und SKW sind nach folgender Formel zu bestimmen [8]:

$$E_{LQ} = \frac{(c_2 - c_1) \cdot h \cdot L_2 \cdot u \cdot t}{L_1} \quad [\text{mg}/(\text{m} \cdot \text{Fzg})] \quad (3-27)$$

mit

$c_2$  Gesamtstaubbelastung  $[\text{mg}/\text{m}^3]$

$c_1$  Staubvorbelastung  $[\text{mg}/\text{m}^3]$  bzw.

$(c_2 - c_1)$  Zusatzbelastung durch reinen Arbeitsbetrieb  $[\text{mg}/\text{m}^3]$

$L_1$  Fahrweglänge  $[\text{m}]$

$L_2$  Ausdehnung der Staubfahne  $[\text{m}]$

$h$  Höhe der Staubwolke  $[\text{m}]$

$u$  Windgeschwindigkeit  $[\text{m}/\text{s}]$

$t$  Messzeit  $[\text{s}]$

Aufgrund der kurzen Distanz zwischen dem Ort der Emissionsmessungen und dem Emissionsort im Vergleich zur lateralen Erstreckung des Fahrwegs wird zur Vereinfachung der

Formel der Ansatz gewählt, dass die Ausdehnung der Staubwolke vernachlässigt werden kann. Es wird also angenommen, dass  $L_1 = L_2$  gilt und sich folgende Formel ergibt [8]:

$$E_{LQ} = (c_2 - c_1) \cdot h \cdot u \cdot t \quad [\text{mg}/(\text{m} \cdot \text{Fzg})] \quad (3-28)$$

Diese Vorgehensweise wird zur Berechnung der Emissionsfaktoren der Fahrwege in der vorliegenden Arbeit verwendet.

## Flächenquellen

Die Emissionsfaktoren für Flächenquellen lassen sich nach folgender Formel berechnen [8]:

$$E_{FQ} = \frac{m_{\text{Staub}}}{A \cdot t} \quad [\text{mg}/(\text{h} \cdot \text{m}^2)] \quad (3-29)$$

mit

$E_{FQ}$  Emissionsfaktor der Flächenquelle  $[\text{mg}/(\text{h} \cdot \text{m}^2)]$

$m_{\text{Staub}}$  Masse der Staubemission in der Messzeit  $[\text{mg}]$

$A$  Flächengröße der Flächenquelle  $[\text{m}^2]$

$t$  Messzeit  $[\text{h}]$

Auf diese Weise können mit den eingesetzten Messgeräten Emissionsfaktoren für die Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 bestimmt werden [3].

## 3.7 Bestimmung des Wassergehalts

Um den Einfluss der Materialfeuchtigkeit auf die Höhe der Staubemissionen bei den Betriebsvorgängen/Staubquellen zu ermitteln, wird zusätzlich zu den Messungen der Staubemissionen auch der Wassergehalt des Materials, das umgeschlagen wird, des Oberflächenmaterials der unbefestigten Fahrwege sowie der freien Tagebauflächen bestimmt. Dazu werden in regelmäßigen zeitlichen Abständen während der Durchführung der Staubmessungen Proben des entsprechenden Materials genommen.

### 3.7.1 Probennahme

Bei den genommenen Proben handelt es sich um gestörte Proben des entsprechenden Materials [28]. Die Probennahme erfolgt am Material des Haufwerks, der Fahrbahn, der Freifläche, des Bohrmehls oder des Förderbandes, das für die gemessenen Staubemissionen verantwortlich ist. Dazu werden jeweils fünf Einzelproben mit einer kleinen Schaufel entnommen und anschließend gemischt. Die Mischprobe wird in eine Plastiktüte gegeben, die ordnungsgemäß verschlossen und gekennzeichnet wird. Die Probennahme erfolgt wiederholt in zeitlich sinnvollen Abständen während der Messungen.

### 3.7.2 Gravimetrische Bestimmung des Wassergehalts

Die gravimetrische Bestimmung des Wassergehalts erfolgt entsprechend der Methode der Trocknung der Probe im Trockenschrank nach dem in DIN EN ISO 17892-1 beschriebenen Verfahren [29], da anhand dieser Methode der Wassergehalt in ausreichender Genauigkeit bestimmt werden kann.

Die Bestimmung des Wassergehalts wird so früh wie möglich nach der Probennahme durchgeführt, um Veränderungen des Wassergehalts weitestgehend auszuschließen. Die Probenmassen orientieren sich dabei am maximalen Korndurchmesser (siehe Tabelle 3-5).

<b>Korndurchmesser <math>D_{\max}</math> [mm]</b>	<b>Empfohlene Mindestmasse der feuchten Proben [g]</b>
0,063	30
2,0	100
10,0	500
31,5	3000
63,0	21000

**Tabelle 3-5: Mindestprobenmasse [29]**

Die feuchten Proben werden in sauberen, trockenen Behältern, die eine bekannte Masse  $m_c$  haben, deponiert und die jeweilige Gesamtmasse (Probe und Behälter) wird mit einer Waage unter Berücksichtigung einer Fehlergrenze von 0,01 g oder 1 % der gewogenen Masse bestimmt [29]. Anschließend erfolgt die Trocknung der Proben im Trocknungsofen bei einer Temperatur von 105° C bis 110° C, bis sich die Massenkonstanz eingestellt hat. Nach der Trocknung werden



die Proben aus dem Trocknungsofen entnommen und innerhalb einer Stunde wird die Masse der getrockneten Proben und die des Behälters, nachdem diese auf Raumtemperatur abgekühlt sind, mit der entsprechenden Waage bestimmt. [29]

Der Wassergehalt der Proben wird nach folgender Gleichung berechnet [29]:

$$w = \frac{m_1 - m_2}{m_2 - m_c} \cdot 100 = \frac{m_w}{m_d} \cdot 100 \quad [\%] \quad (3-30)$$

mit

w Wassergehalt [%]

m<sub>1</sub> Masse des Behälters und der feuchten Probe [g]

m<sub>2</sub> Masse des Behälters und der getrockneten Probe [g]

m<sub>c</sub> Masse des Behälters [g]

m<sub>w</sub> Masse des Wassers [g]

m<sub>d</sub> Masse der getrockneten Probe [g]

### 3.8 Gesteinsindustrie

Die Gesteinsindustrie versorgt insbesondere die Bauindustrie, aber u.a. auch die chemische, die eischaffende und verarbeitende Industrie mit Kies, Sand, Natursteinen, Quarzkies und -sand. Um den Rohstoffbedarf zu decken, wurden in Deutschland im Jahr 2017 in 2.733 Betrieben mit 22.960 Mitarbeitern etwa 257 Mio. t Kies und Sand, rund 220 Mio. t Naturstein und ca. 10,3 Mio. t Quarzkies/-sand gewonnen. Der Wert der nachgefragten Gesteinskörnungen aus Kies, Sand und Naturstein lag bei rund 3.434 Mio. Euro. [30] In der EU deckten im gleichen Zeitraum 24.542 Betriebe den Bedarf an 1.097 Mio. t Sand und Kies sowie 1.282 Mio. t Naturstein. Ungefähr 200.000 Mitarbeiter erwirtschafteten einen Umsatz von ca. 15.000 Mio. Euro. [31] Der Großteil der Gesteinskörnungen wird im Tagebau gewonnen.

Im Tagebau wird der Rohstoff von der Tagesoberfläche aus nach der planmäßigen Beseitigung des Abraums gewonnen. Die meisten Betriebe der Steine- und Erdenindustrie in Deutschland und Europa sind Tagebaubetriebe. Grundsätzlich werden Tagebaue in Lockergesteins- und Festgesteinstagebaue unterschieden. Bei Lockergesteinstagebau wird das Material in nur einem Verfahrensgang gelöst und geladen. Im Festgesteinstagebau hingegen sind zwei

Verfahrensgänge erforderlich. Im ersten Schritt wird das Material gelöst und in einem separaten zweiten Schritt geladen. [32] Der Abbau von Lockergestein kann zudem im Trocken- oder Nassabbau erfolgen [33]. Auf den Nassabbau wird aufgrund seiner geringen Staubemissionen hier jedoch nicht weiter eingegangen.

### **3.8.1 Festgesteinstagebau**

Im Festgesteinstagebau werden Sedimentgesteine, metamorphe oder magmatische Gesteine gewonnen. Das Lösen des Materials aus dem Gebirgsverband ist Bestandteil der Gewinnung und geschieht im Festgesteinstagebau entweder durch Bohren und Sprengen oder mittels mechanischer Löseverfahren wie Reißen oder dem Einsatz von Hydraulikhämmern [32] [33]. Die Gesteinsparameter und die Art der Lagerung bestimmt hauptsächlich die Wahl des Verfahrens [32]. Beim Bohren und Sprengen wird zunächst durch das Herstellen der Bohrlöcher Platz für Sprengstoff und Zündmittel geschaffen. Die Gesteinszerstörung erfolgt dann durch das Sprengen. Beim Reißen hingegen üben schwere Maschinen mittels Reißzähnen große Kräfte auf den Gesteinsverband aus und lösen somit das Gestein heraus. [32] Unterschieden wird zwischen horizontalem und vertikalem Reißen. Beim horizontalen Reißen werden Planiertraupen mit Aufreißen, beim vertikalen Reißen Hydraulikbagger mit Reißzähnen oder Reißlöffeln eingesetzt. Zum Lösen der Gesteine aus dem Verband werden auch Hydraulikbagger mit Hydraulikhämmern verwendet. [33]

Eine Sonderrolle nimmt der Continuous Surface Miner ein. Dieses Gerät löst das Gestein kontinuierlich mittels schnell rotierender Schneidwerkzeuge und setzt entweder das Baggergut auf dem Planum ab oder lädt es mit einem integrierten Verladeband auf ein nachgeschaltetes Transportmittel. [33]

Nach dem Lösen folgt das Laden des Gesteins. Das gelöste Gestein wird aufgenommen und dem nachgelagerten Transportsystem zugeführt. Im Festgesteinstagebau werden hierfür in der Regel Seilbagger, Hydraulikbagger und Radlader eingesetzt. [32]

Bei den Transportsystemen wird zwischen kontinuierlichem und diskontinuierlichem Transport unterschieden. Zu den kontinuierlichen Betriebsmitteln zählen Gurtbandanlagen sowie Pipelines. SKW, Dumper, Radlader und Zug gehören zu den diskontinuierlichen Betriebsmitteln. [32] Beim diskontinuierlichen Transport folgt auf eine Transportfahrt stets eine Leerfahrt. Oftmals werden auch Kombinationen aus kontinuierlichen und diskontinuierlichen

Transportsystemen eingesetzt. Die Transportsysteme führen das Material den Aufbereitungs- und Weiterverarbeitungsanlagen oder der Abraumkippe zu.

### **3.8.2 Lockergesteinstagebau**

Durch das Lösen und Laden des Lockergesteins in einem Verfahrensgang sind im Lockergesteinstagebau sowohl kontinuierliche als auch diskontinuierliche Abbausysteme möglich. Zu den kontinuierlichen Abbausystemen gehören Schaufelradbagger, Eimerkettenbagger und der ebenfalls im Lockergestein einsetzbare Continuous Surface Miner. Zum diskontinuierlichen Lösen und Laden werden Seilbagger, Hydraulikbagger, Schürfkübelbagger, Radlader, Dozer und Scraper eingesetzt. [33]

Bei einigen Abbaufahren werden zum Lösen und Laden eingesetzte Geräte, in erster Linie Seilbagger, Schürfkübelbagger, Radlader und Scraper, auch für den Transport verwendet. Weitere diskontinuierliche Transportgeräte sind SKW, Dumper und der Zug. Die kontinuierliche Förderung erfolgt durch Bandanlagen und Pipelines. [33] Auch im Lockergesteinstagebau werden Kombinationen aus kontinuierlichen und diskontinuierlichen Transportsystemen eingesetzt. Die Transportsysteme befördern das Material zu den Aufbereitungs- und Weiterverarbeitungsanlagen oder zur Abraumkippe.

## **3.9 Stand der Forschung**

In der Fachliteratur existiert eine Reihe von Untersuchungen, die sich mit den Staubemissionen oder -immissionen durch Rohstoffgewinnungsbetriebe oder durch den Umschlag von mineralischen Rohstoffen befassen.

Die Veröffentlichung „PM10 Emissionen aus einem Steinbruch“ [34] beschreibt die Überprüfung einer Emissionsprognose eines Steinbruchs anhand von Immissionsmessdaten und Rückrechnungen mit der Lagrange-Simulation von Aerosol Transport (LASAT). Diese Überprüfung zeigt, dass die Emissionsprognosen der PM10-Gesamtemissionen pro Produktionsstunde um den Faktor 1,4 bis 4 höher waren als die aus den Messdaten abgeleiteten PM10-Emissionen. Für LKW-Verladung einschließlich Transport zeigt sich eine Überschätzung um den Faktor 2 bis 3. [34] Dieses Ergebnis unterstreicht nochmals die

Diskrepanz zwischen messtechnisch ermittelten Emissionsfaktoren und den anhand der VDI-Richtlinie berechneten Emissionsfaktoren.

Eine Untersuchung zu Staubemissionen von mineralischen Rohstoffen der Tiroler Landesregierung in Österreich [19] stellt fest, dass bei Verwendung der Emissionsfaktoren gemäß der VDI-Richtlinie 3790 eine Überschätzung im Vergleich zu den gemessenen Werten auftritt. Weiterhin wird klar aufgezeigt, dass die Art der Materialhandhabung einen erheblichen Einfluss auf die Emissionen hat und weitergehende Untersuchungen unter Berücksichtigung unterschiedlicher Rahmenbedingungen, z.B. Anlagenart, klimatische Verhältnisse u.a. als notwendig erachtet werden [19]. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in die „Technische Grundlage zur Beurteilung diffuser Staubemissionen“ eingeflossen.

Die „Technische Grundlage zur Beurteilung diffuser Staubemissionen“ vom österreichischen Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend [11] gibt Emissionsfaktoren für die Prozesse Fahrbewegungen, Winderosion aus Freilagern, Handhabung und Bewegung von Schüttgütern, Sprengungen sowie Schweißen und Brennschneiden an. Mit dieser Grundlage wurde sowohl eine Formel zur Ermittlung von Emissionen aus Sprengungen als auch eine angepasste Formel der VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 für Handhabung und Bewegung von Schüttgütern eingeführt [11]. In der eingeführten angepassten Formel für Handhabung und Bewegung von Schüttgütern wurden die in der VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 separat zu berechnenden Emissionsfaktoren der Materialaufnahme und -abgabe zu einem gemeinsamen Emissionsfaktor zusammengefasst. Zusätzlich wurde der Gewichtungsfaktor  $a$  für die Staubneigung von fünf möglichen Werten auf drei reduziert (schwach staubend, leicht bis deutlich staubend und stark staubend). [11] Zudem wurde der Anteil von PM<sub>2,5</sub>- und PM<sub>10</sub>-Stäuben an den Gesamtstaubemissionen eindeutig definiert [11], welches in der VDI-Richtlinie 3790 nicht der Fall ist [7].

Untersuchungen des Lehrstuhls für Tagebau und Internationaler Bergbau an der TU Clausthal [35] und von Xu [8] zur Staubentwicklung beim Umschlag von mineralischen Schüttgütern zeigen, dass die beim Hafenumschlag messtechnisch ermittelten Emissionsfaktoren teilweise niedriger ausfallen als Emissionsfaktoren, die mittels der VDI-Richtlinie 3790 errechnet werden [8] [35].

Eine weitere Untersuchung zum Thema Feinstaubemissionen und -immissionen von Tagebauen führte das Institut für Rohstoffgewinnung über Tage und Bohrtechnik der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen durch [36]. Dabei wurden die

Feinstaubemissionen staubrelevanter Betriebsvorgänge in zwölf Tagebauen sowie die Immissionen in deren Umgebung ermittelt. Ein wichtiges Ergebnis der Studie ist der messtechnische Beweis, dass das Emissionspotential von Festgesteinstagebauen aufgrund größerer Beanspruchung und mechanischer Zerkleinerung des Materials höher ist als bei Lockergesteinstagebauen. Dies führt jedoch nicht unbedingt zu erhöhten Immissionen im Sinne von Grenzüberschreitungen in der Umgebung, da meteorologische und topographische Parameter einen wesentlichen Einfluss haben. [36]

Grabowski et al. fassen die Ergebnisse von PM<sub>10</sub>-Immissionsmessungen im Wirkungsbereich von Steinbrüchen, die im Rahmen von immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren durchgeführt wurden, zusammen, ziehen aber keine Rückschlüsse auf die Emissionen der diffusen Quellen [9].

Gronewäller untersucht die bei einer Sprengung in einem Kalksteinbruch entstehenden diffusen Staubemissionen anhand von Messungen des Staubniederschlags, der Luftprobennahme von Gesamtstaub und Feinstaub sowie anhand der Korngrößenanalysen. Basierend auf diesen Messungen wird der Nachweis geführt, dass die Staubemissionen einer Sprengung anhand der Gleichung für den diskontinuierlichen Abwurf von Material nach der VDI-Richtlinie 3790 bestimmt werden könnten. [37]

Die „AP 42, Fifth Edition Compilation of Air Pollutant Emissions Factors, Volume 1: Stationary Point and Area Sources“ [38] der EPA gibt für verschiedene Industriezweige Emissionsfaktoren oder Formeln zur Berechnung von Emissionsfaktoren an, welche in der Regel auf Feldmessungen beruhen. Für den Bergbau und die Steine- und Erdenindustrie sind u.a. die Kapitel 11.9 „Western Surface Coal Mining“, 13.2.4 „Aggregate Handling and Storage Piles“, 13.2.1 „Paved Roads“ und 13.2.2 „Unpaved Roads“ relevant, da hier Formeln zur Berechnung der Emissionsfaktoren für verschiedene Tagebauprozesse (Laden, Transport, Entladen, Abwehungen, Planieren, etc.) dargestellt und beschrieben werden. Die AP 42 gibt zur Berechnung des PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Anteils an den Gesamtstaubemissionen im Gegensatz zur VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 Skalierungsfaktoren an. [38]

Die Abteilung für Maschinelle Betriebsmittel und Verfahren im Bergbau unter Tage des Instituts für Bergbau der TU Clausthal [39] und Swanson [40] setzen sich mit der Niederschlagung von Schwebstäuben aus der Luft unter Berücksichtigung verschiedener Umwelteinflüsse auseinander. Nach diesen Untersuchungen ist für eine effektive

Staubbekämpfung die Tröpfchengröße, das Sprühbild und somit die Düsenteknik entscheidend. [39] [40]

## 4 Arbeitskonzept

Das Arbeitskonzept zur Untersuchung der Einflussfaktoren auf bergbauinduzierte Feinstaubemissionen beruht auf systematischen Langzeitmessungen zur Erfassung von Emissionsfaktoren für PM<sub>1</sub>, PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub>. Die Langzeitmessungen werden in fünf Betrieben durchgeführt, die sich hinsichtlich der Gesteinsgenese unterscheiden. In einem Betrieb wird Lockergestein, in zwei Betrieben werden Sedimentgesteine und in zwei weiteren magmatische Gesteine gewonnen. Die zum Abbau verwendeten Verfahren und eingesetzte Maschinenteknik entsprechen dem Stand der Technik.

Die Staubemissionen verschiedener Betriebsvorgänge werden mit entsprechender Messtechnik erfasst. Zudem werden zu jeder Emissionsmessung Klimadaten wie Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchtigkeit, Temperatur und Materialfeuchtigkeit festgehalten, um deren Einflüsse quantifizieren zu können. Weiterhin wird bei Fahrten von Mobilgeräten dokumentiert, ob es sich um Transport- oder Leerfahrten handelt, um den Einfluss des Maschinengewichts herausarbeiten zu können.

Zur Erfassung und Auswertung der erforderlichen Daten werden das dem Stand der Technik entsprechende Messkonzept sowie Auswerteverfahren und die entsprechenden Messgeräte eingesetzt.





## **5 Betriebe und erfasste Betriebsvorgänge/Staubquellen**

Die Messungen wurden in fünf Tagebauen durchgeführt, die im Hinblick auf die Gesteinsgenese und die eingesetzte Maschinenteknik repräsentativ sind. Um den Einfluss der Gesteinsgenese herausarbeiten zu können, wurden die Staubemissionen in Betrieben, die Lockergestein (Quarzsand), Sedimentgestein (Muschelkalk, Kalkstein) und magmatisches Gestein (Rhyolith, Gabbro) abbauen, gemessen. [3] Weiterhin ist es wichtig, dass die in den Betrieben eingesetzten Abbauverfahren und die eingesetzte Maschinenteknik dem Stand der Technik entsprechen, um aktuelle, korrekte und repräsentative Ergebnisse zu erlangen.

Zusätzlich wurden die Luftfeuchtigkeit, Außentemperatur, Windgeschwindigkeit, die Abmessungen der Staubwolke, Messdauer, Material und Materialfeuchtigkeit, Distanz der Messgeräte zum Emissionsort, Quellenhöhe sowie Förderleistung und Anzahl der Ladespiele erfasst. Einflussgrößen, wie die Materialfeuchtigkeit, der Niederschlag oder die Beschaffenheit der Fahrbahn, wurden festgehalten und dokumentiert, um ihren Einfluss auf die Höhe der Staubemissionen bestimmen zu können. [3]

Die Messungen fanden in dem Muschelkalkbetrieb und dem Quarzsandbetrieb von März 2014 bis Juli 2015 statt. In dem Rhyolith-, dem Kalkstein- und dem Gabbrobetrieb erfolgten die Staubmessungen von Oktober 2014 bis September 2015. Dadurch ist sichergestellt, dass die Staubemissionen zu sämtlichen im Jahreszyklus veränderlichen klimatischen Randbedingungen gemessen wurden. Insgesamt sind ca. 9.000 von rund 10.700 durchgeführten Einzelmessungen für die Auswertung verwertbar. [3]

### **Sedimentgestein (Muschelkalk)**

Die Förderung dieses Betriebs betrug 170 t/h. Der Muschelkalk wurde auf zwei Sohlen durch Bohren und Sprengen gelöst und das Material der oberen Sohle auf die untere Sohle verstürzt. Auf der unteren Sohle fand die Förderung im Load&Carry-Betrieb mit einem Radlader statt. Dazu wurden die Haufwerke in der Regel in Abhängigkeit der Produkthanforderungen des Werks in unterschiedlicher Häufigkeit und Reihenfolge vom Radlader zur Materialaufnahme angefahren. Das Material wurde danach mit dem Radlader zum Aufgabetrichter gefördert und dahinein abgekippt. Das abgekippte Material wurde dann über einen Schubwagen auf eine Bandanlage gefördert, die das Material dem Vorbrecher zuführte. Die Förderung des Materials

erfolgte vom Vorbrecher aus, der sich auf der unteren Sohle des Tagebaus befand, mittels eingehauster Bandanlagen zum Kalkwerk. Die Bandübergaben waren nicht eingehaust.

Im Muschelkalk wurden die Emissionen für nachstehende Arbeitsvorgänge ermittelt [3]:

- Radladerbetrieb im Load&Carry
  - Materialaufnahme
  - Transportfahrt zum Vorbrecher
  - Abkippen des Materials in den Aufgabetrichter
  - Leerfahrt zum Haufwerk
- Bandabwurf in den Prallbrecher/Materialzerkleinerung durch den Prallbrecher
- Bandtransport zum Kalkwerk
  - Bandübergaben
- Abwehungen von freien Tagebauflächen

### **Lockergestein (Quarzsand)**

Der Quarzsandbetrieb förderte rund 80 t/h. Die Gewinnung des Materials erfolgte mit einem Radlader direkt aus der anstehenden Böschung an unterschiedlichen Stellen. Im Load&Carry-Betrieb wurde das Material zum Aufgabetrichter der Bandanlage gefördert. Mit einer Bandanlage erfolgte der Materialtransport aus dem Tagebau hin zu einer hydraulischen Förderung, die den Transport ins Quarzwerk übernahm.

Im Quarzsand wurden die Emissionen der folgenden Arbeitsvorgänge erfasst [3]:

- Radladerbetrieb im Load&Carry
  - Materialaufnahme
  - Transportfahrt zum Aufgabetrichter
  - Abkippen des Materials in den Aufgabetrichter
  - Leerfahrt zum Haufwerk
- Bandtransport zur Übergabe an hydraulische Förderung
  - Bandstrecken
  - Bandübergaben
- Abraumbetrieb mit Dumpfern
  - Transportfahrt
  - Leerfahrt
- Abwehung von freien Tagebauflächen

### **Magmatisches Gestein (Rhyolith)**

Die Förderung des Rhyolithbetriebs betrug rund 1.000 t/h und erfolgte auf insgesamt sieben Sohlen. Das Material wurde dazu mittels Bohren und Sprengen aus dem Gebirgsverband gelöst. Die Haufwerksaufnahme erfolgte mit einem Radlader, der die SKW, die den Materialtransport zum Vorbrecher übernahmen, im V-Betrieb belud. Die Kippstelle des Vorbrechers und der Vorbrecher waren eingehaust. Nach der Zerkleinerung durch den Vorbrecher beförderten Bandanlagen das Material ins Werk. Darüber hinaus wurden rund 67 t/h separat gefördert und aufbereitet. Dies Material wurde mit einem Tieflöffelbagger direkt in eine semimobile Brecheranlage aufgegeben und anschließend mit einem Radlader auf LKW verladen.

Im Rhyolith wurden die Emissionen nachstehender Arbeitsvorgänge festgehalten [3]:

- Bohrbetrieb
- Radladerbetrieb
  - Materialaufnahme
- Förderbetrieb mit SKW
  - Transportfahrt
  - Leerfahrt
- Bandtransport
  - Bandübergaben
- Abraumbetrieb mit Dumpfern
  - Transportfahrt
  - Leerfahrt
- Abwehungen von freien Tagebauflächen

### **Sedimentgestein (oolithischer Kalkstein)**

Im Kalksteinbetrieb wurden 300 t/h gefördert. Das Lösen des Materials erfolgte mittels Bohren und Sprengen auf drei Sohlen. Anschließend wurde das Material mittels Tieflöffelbagger auf SKW geladen, die das Material zum Vorbrecher transportierten. Die Kippstelle des Vorbrechers und der Vorbrecher waren eingehaust. Dem Vorbrecher war eine Bandanlage nachgeschaltet, die das Material ins Werk förderte.

Im Kalkstein wurden die Emissionen folgender Arbeitsvorgänge gemessen [3]:

- Bohrbetrieb

- Tieflöffelbaggerbetrieb
  - Materialaufnahme
- Förderbetrieb mit SKW
  - Transportfahrt
  - Leerfahrt
- Abwehungen von freien Tagebauflächen

### **Magmatisches Gestein (Gabbro)**

Im Gabbrobetrieb wurden auf sieben Sohlen rund 600 t/h gefördert. Das Lösen des Gesteins erfolgte mittels Bohren und Sprengen. Das Material wurde entweder mit einem Tieflöffelbagger oder einem Radlader auf SKW verladen und von diesen zum Aufgabetrichter des Vorbrechers gefördert. Das Abkippen des Materials in den Aufgabetrichter war von der dritten und vierten Sohle aus möglich. Über ein Rolllloch wurde das Material dem Vorbrecher zugeführt und anschließend mittels Bandanlage ins Werk gefördert.

Im Gabbro wurden die Emissionen nachstehender Arbeitsvorgänge erfasst [3]:

- Bohrbetrieb
- Förderbetrieb mit SKW
  - Transportfahrt
  - Leerfahrt
  - Abkippvorgang in Vorbrecher
- Abwehungen von freien Tagebauflächen

## Zusammenfassung

In der Tabelle 5-1 wird der Rahmen der Untersuchungen zusammengefasst, um einen Überblick über den Umfang der Untersuchungen zu geben.

Betrieb	Muschelkalk	Quarzsand	Rhyolith	Kalkstein	Gabbro
Bohrbetrieb	-	-	x	x	x
Materialauf- nahme	Radlader	Radlader	Radlader	Tieflöffel- bagger	-
Transportfahrt	Radlader	Radlader	SKW	SKW	SKW
Leerfahrt	Radlader	Radlader	SKW	SKW	SKW
Abkippen des Materials	Radlader	Radlader	-	-	SKW
Brecher	Prallbrecher	-	-	-	-
Bandtransport	-	x	-	-	-
Bandübergabe	x	x	x	-	-
Abraumbetrieb Transportfahrt	-	Dumper	Dumper	-	-
Abraumbetrieb Leerfahrt	-	Dumper	Dumper	-	-
Freifläche	x	x	x	x	x
Anzahl Einzelmessungen	2.087	2.287	1.912	1.261	1.496
Messzeitraum Beginn/Ende	März 2014 / Juli 2015	März 2014 / Juli 2015	Oktober 2014 / September 2015	Oktober 2014 / September 2015	Oktober 2014 / September 2015
Temperatur min./max.	1,9 °C/ 31,8 °C	0,3 °C/ 36,2 °C	0,1 °C/ 41,1 °C	1,2 °C/ 29,0 °C	3,8 °C/ 33,5 °C
Luftfeuchtigkeit min./max.	18,5 %/ 95,0 %	21,2 %/ 95,0 %	12,7 %/ 95,0 %	25,3 %/ 95,0 %	22,2 %/ 85,0 %
Windgeschwin- digkeit min./max.	0,01 m/s/ 5,61 m/s	0,01 m/s/ 11,0 m/s	0,01 m/s/ 7,71 m/s	0,07 m/s/ 7,00 m/s	0,01 m/s/ 9,09 m/s

**Tabelle 5-1: Zusammenfassung des Untersuchungsrahmen**

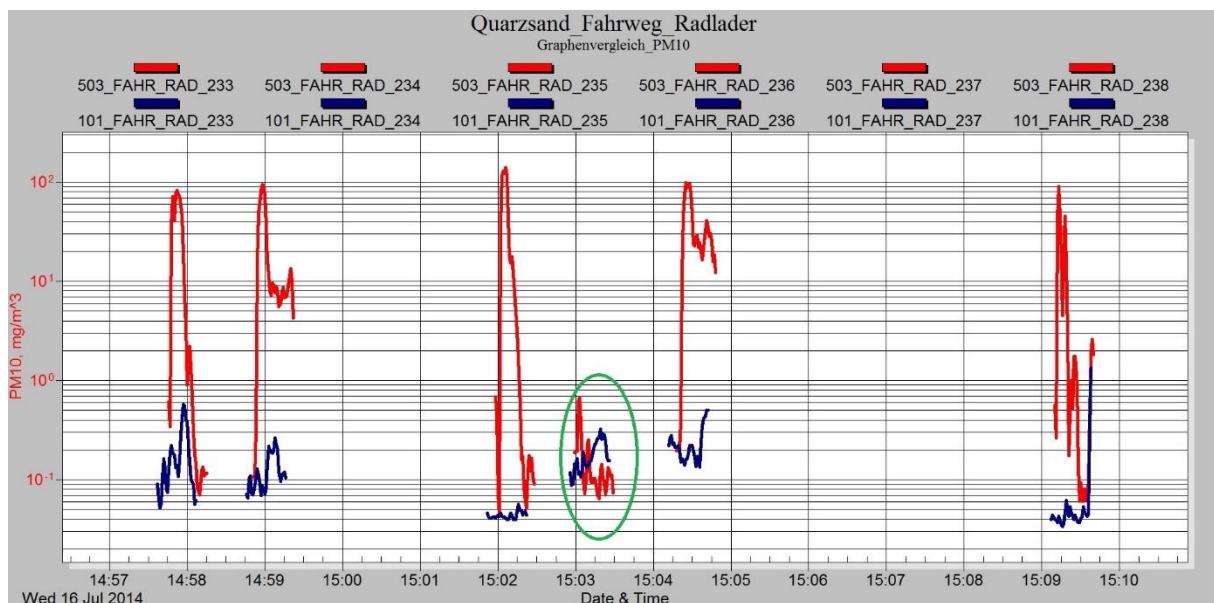


## 6 Datenüberprüfung und -analyse

Dieses Kapitel informiert über das Vorgehen bei der Überprüfung der bei den Staubmessungen gewonnenen Daten, bildet die Verteilung dieser Daten sowie der erfassten Wetterdaten ab und analysiert sie. Eine detaillierte Auswertung hinsichtlich des Zusammenhangs der erfassten Einflussgrößen und Staubemissionen erfolgt in Kapitel 8.

### 6.1 Datenüberprüfung der Staubemissionsmessungen

Vor der Auswertung der Messdaten werden diese hinsichtlich ihrer Verwertbarkeit validiert. Die Verläufe der Staubkonzentration sämtlicher Messungen, sowohl der Leemessungen als auch der Luvmessungen, werden für die Überprüfung der Messungen graphisch dargestellt. Die Abbildung 6-1 gibt diese für die PM10-Staubfraktion für Fahrten des Radladers im Quarzsand vom 16. Juli 2014 wieder. [3]



**Abbildung 6-1: Vergleich der Staubkonzentrationen der Luv- und Leemessungen [3]**

Die Graphen der Leemessungen sind rot, die Graphen der Luvmessungen blau dargestellt. Des Weiteren ist der untersuchte Betriebsvorgang, die Gerätenummer der Messgeräte, die Messnummer sowie der Tag und die Uhrzeit mit aufgeführt. An den Verläufen der Staubkonzentrationen der Luv- und Leemessungen ist erkennbar, ob die Messungen die vorherrschenden Staubkonzentrationen korrekt abbilden, ob z.B. drehende Winde die Messungen verfälscht haben oder die Staubwolke bei der Messung nicht erfasst wurde. Dies ist

in der Abbildung bei der Messung 236 (grün umrahmt) der Fall: Die Staubwolke wird durch die Messung auf der Leeseite nicht erfasst, sodass die Staubkonzentration während des Messvorgangs bei der Messung auf der Luvseite teilweise größer ist. Aus der Datenüberprüfung erkennbar verfälschte Messungen werden aussortiert. [3] Somit kann sichergestellt werden, dass ausschließlich unverfälschte Messungen analysiert, ausgewertet und zur Berechnung der Emissionsfaktoren verwendet werden.

## **6.2 Datenanalyse der Staubemissionsmessungen und Wetterdaten**

Zur Datenanalyse werden die validierten Einzelmessungen verwendet. Aus den Einzelmessungen werden Einzelemissionsfaktoren rechnerisch bestimmt. Für sämtliche erfasste Betriebsvorgänge in den verschiedenen Betrieben wird eine Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren gebildet und der arithmetische Mittelwert, der Median sowie das 25 %-Quantil und 75 %-Quantil berechnet. Die Häufigkeitsverteilung veranschaulicht die Verteilung der Einzelemissionsfaktoren sowie deren Spannweite. [3] Außerdem wird der Anteil ermittelt, den die Staubfraktionen PM<sub>1</sub> und PM<sub>2,5</sub> an PM<sub>10</sub> haben, um zu bestimmen, wie sich der emittierte Staub zusammensetzt und sich hinsichtlich des Betriebsvorgangs bzw. der Staubquelle unterscheidet. Zusätzlich zu den Staubemissionen wurden auch die jeweils während der Messungen herrschende Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit und Windgeschwindigkeit mit dem Flügelradanemometer FA 430 der Firma Wöhler erfasst. Die Messwerte und deren Verteilungen werden im Folgenden nach Betrieb und Betriebsvorgang sortiert dargestellt und analysiert.

### **6.2.1 Muschelkalk**

Im Muschelkalkbetrieb wurden im Untersuchungszeitraum an 23 Tagen 2.087 verwertbare Einzelmessungen durchgeführt [3].

#### **Materialaufnahme**

Das Material wurde im Muschelkalk von einem Radlader mit einer 4,6 m<sup>3</sup> Schaufel (siehe Abbildung 6-2) in der Regel an bis zu drei verschiedenen gesprengten Haufwerken, die sich

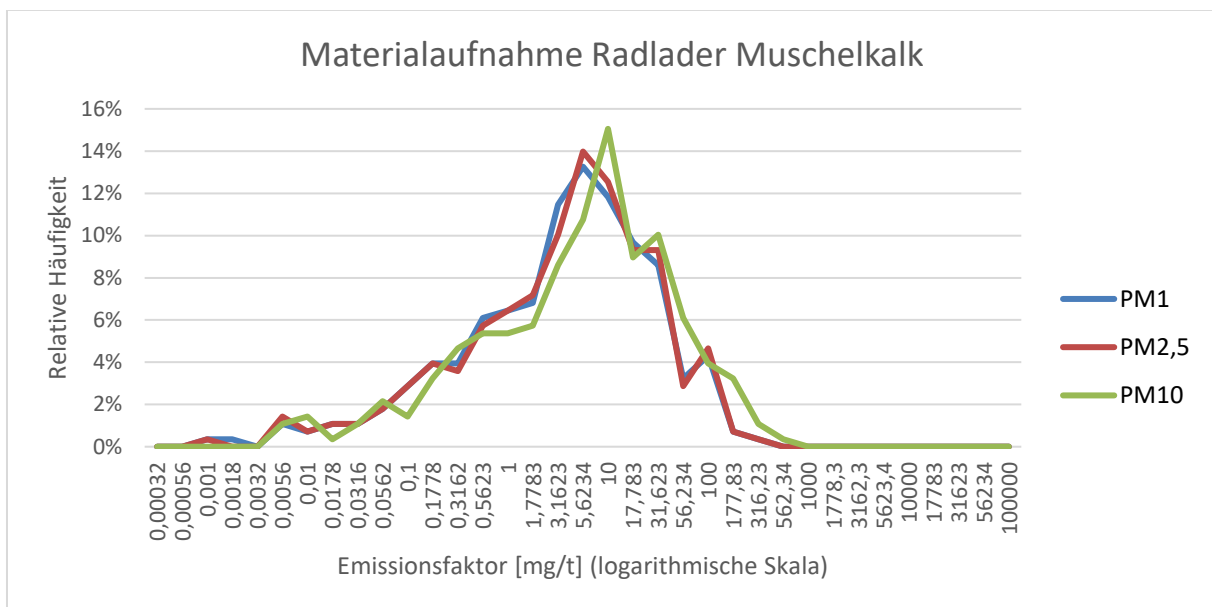


jedoch hinsichtlich der Korngrößenzusammensetzung nicht wesentlich unterschieden, geladen [3].



**Abbildung 6-2: Materialaufnahme durch den Radlader im Muschelkalk**

Die messtechnische Erfassung der Staubkonzentration wurde gestartet, sobald der Radlader mit seiner Schaufel in das Haufwerk eindrang. Die Gesamtkonzentration wurde auf der Leeseite in einem Abstand von ca. 2 m zum Emissionsort gemessen. Die Staubwolke wurde mit dem Messgerät solange dem Querschnitt nach durchschritten, bis die Messwerte mit der Hintergrundkonzentration übereinstimmten. [3] In der Abbildung 6-3 ist die Häufigkeitsverteilung der berechneten Einzelemissionsfaktoren für PM1, PM2,5 und PM10 bei der Materialaufnahme durch einen Radlader dargestellt.



**Abbildung 6-3: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufnahme durch den Radlader im Muschelkalk**

In der Tabelle 6-1 sind die arithmetischen Mittelwerte, Mediane, 25% - und 75%-Quantile sowie Maxima und Minima der aus den verwertbaren Einzelmessungen berechneten

Emissionsfaktoren der Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 dargestellt. Die Spannweite und die Quartilsdifferenz machen die Streuung der Messwerte deutlich [3].

	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/t	11,54	11,98	18,15
Median	mg/t	3,55	3,75	5,49
25%-Quantil	mg/t	0,66	0,69	0,87
75%-Quantil	mg/t	11,34	11,83	17,24
Quartilsdifferenz	mg/t	10,69	11,14	16,38
Maximum	mg/t	240,0	242,9	420,7
Minimum	mg/t	0	0	0,0036
Spannweite	mg/t	240,0	242,9	420,7

**Tabelle 6-1: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufnahme durch den Radlader im Muschelkalk [3]**

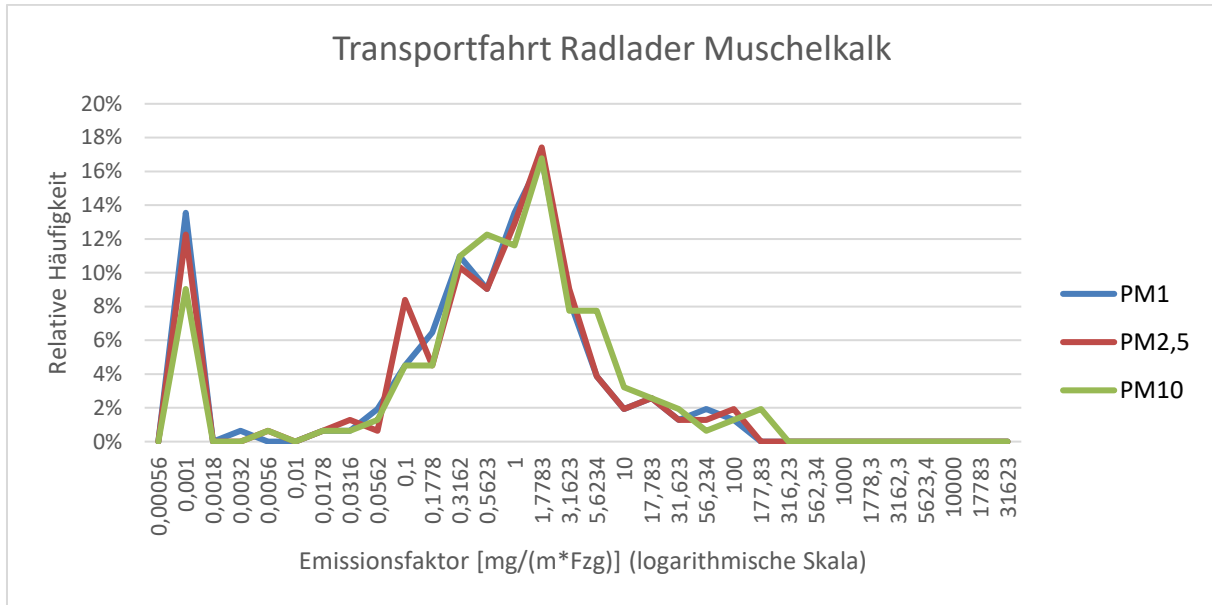
### Transportfahrt zum Vorbrecher

Die Transportfahrt des Radladers im Muschelkalk (siehe Abbildung 6-4), der im Load&Carry-Betrieb eingesetzt wurde, wurde ebenfalls untersucht. Da der Radlader in der Regel unterschiedliche Haufwerke in einer festen Reihenfolge anfuhr, wurden unterschiedliche Wege befahren. Die Fahrwege waren aus anstehendem Gebirge, das überwiegend mit grob- bis feinkörnigem, aus dem Gewinnungsprozess stammendem Material bedeckt war, aufgebaut und unterschieden sich in ihrer Beschaffenheit nicht. [3]



**Abbildung 6-4: Transportfahrt (links) und Leerfahrt (rechts) des Radladers im Muschelkalk**

Die Messungen wurden an Abschnitten der Fahrbahnen, an denen die Staubwolke sich möglichst im rechten Winkel zur Fahrtrichtung des Radladers ausbreitete, durchgeführt. Die Messungen begannen, sobald der Radlader an dem Messgerät auf der Leeseite vorbeigefahren war. Das Messgerät wurde während der Messungen in einem Abstand von etwa 1 m bis 2 m zur Fahrbahn vor dem Körper geführt und vertikal durch die Staubwolke bewegt. [3] In der Abbildung 6-5 ist die Häufigkeitsverteilung der berechneten Einzelemissionsfaktoren für PM1, PM2,5 und PM10 bei der Transportfahrt des Radladers abgebildet.



**Abbildung 6-5: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt des Radladers im Muschelkalk**

Aus den verwertbaren Einzelmessungen wurden die Einzelemissionsfaktoren der Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 berechnet. Die Ergebnisse ihrer statistischen Auswertung zeigt die Tabelle 6-2.

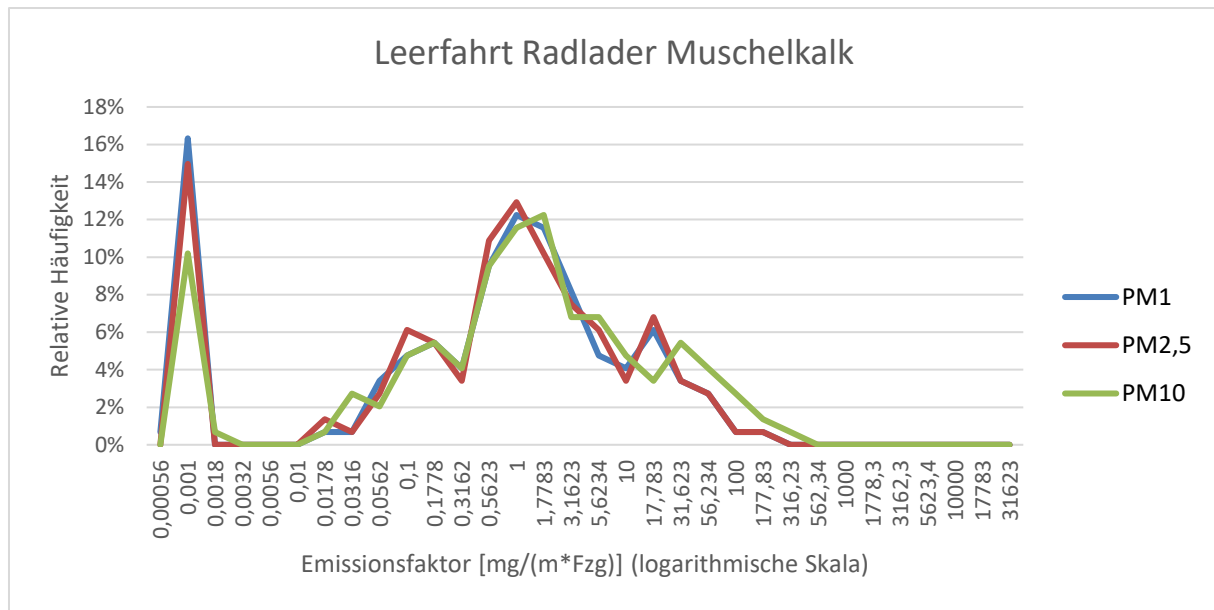
	<b>Einheit</b>	<b>PM1</b>	<b>PM2,5</b>	<b>PM10</b>
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m*Fzg)	3,22	3,38	5,88
Median	mg/(m*Fzg)	0,59	0,61	0,78
25%-Quantil	mg/(m*Fzg)	0,14	0,13	0,25
75%-Quantil	mg/(m*Fzg)	1,56	1,57	2,46
Quartilsdifferenz	mg/(m*Fzg)	1,42	1,44	2,22
Maximum	mg/(m*Fzg)	69,42	74,38	144,2
Minimum	mg/(m*Fzg)	0	0	0
Spannweite	mg/(m*Fzg)	69,42	74,38	144,2

**Tabelle 6-2: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt des Radladers im Muschelkalk [3]**

Die Spannweite (144,2 mg/(m\*Fzg)) der Einzelemissionsfaktoren verdeutlicht deren Streuung [3].

### **Leerfahrt zum Haufwerk**

Die Leerfahrt des Radladers wurde ebenso messtechnisch erfasst (Abbildung 6-4) wie die Transportfahrt. Die Leerfahrten fanden auf den gleichen Fahrbahnen wie die Transportfahrten statt. Die Messdurchführung entsprach der der Transportfahrten. [3] Die Verteilung der Häufigkeit der berechneten Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt des Radladers ist in Abbildung 6-6 dargestellt.



**Abbildung 6-6: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt des Radladers im Muschelkalk**

Die Spannweite der berechneten Emissionsfaktoren der Leerfahrt des Radladers für PM10 reicht von 0 mg/(m³\*Fzg) bis 219,0 mg/(m³\*Fzg) [3].

Die statistischen Werte sind in der Tabelle 6-3 enthalten. Die Betrachtung der Quartilsdifferenz (4,68 mg/(m³\*Fzg)) und der Spannweite (219,0 mg/(m³\*Fzg)) verdeutlicht erneut die große Streuung der Höhe der Einzelemissionsfaktoren. Diese ist größer als bei der Transportfahrt des Radladers zum Vorbrecher, da bei Leerfahrten größere Staubkonzentrationen in höherer Häufigkeit vorkamen. [3]

	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m³*Fzg)	4,89	5,06	9,51
Median	mg/(m³*Fzg)	0,80	0,80	0,95
25%-Quantil	mg/(m³*Fzg)	0,08	0,09	0,16
75%-Quantil	mg/(m³*Fzg)	2,62	2,67	4,85
Quartilsdifferenz	mg/(m³*Fzg)	2,54	2,57	4,68
Maximum	mg/(m³*Fzg)	115,6	118,4	219,0
Minimum	mg/(m³*Fzg)	0	0	0
Spannweite	mg/(m³*Fzg)	115,6	118,4	219,0

**Tabelle 6-3: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt des Radladers im Muschelkalk [3]**



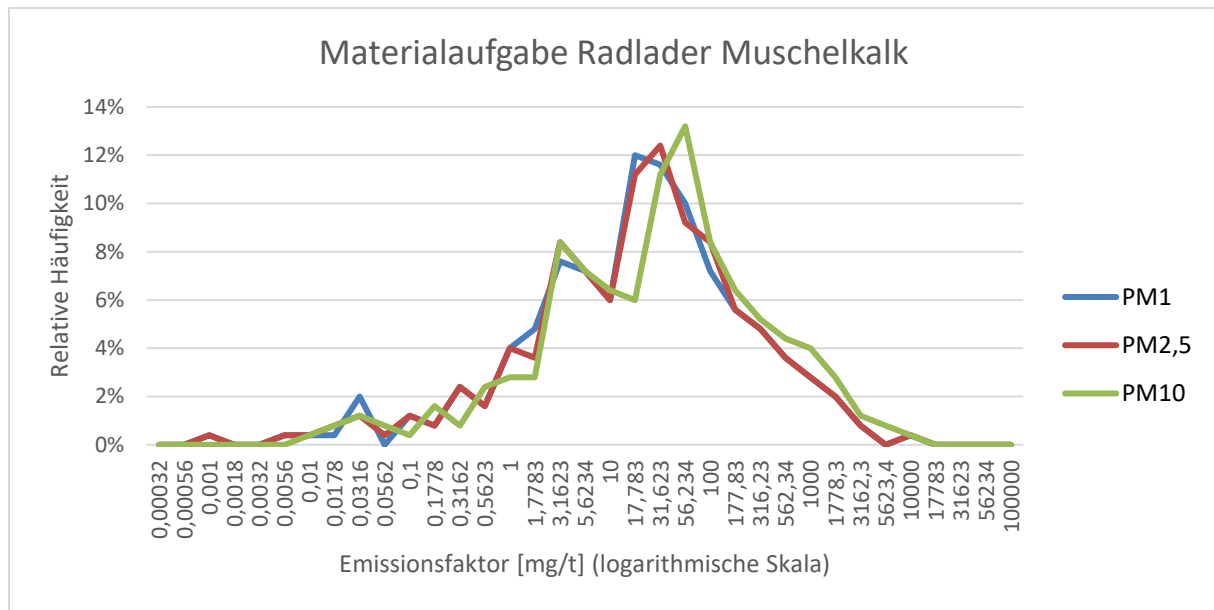
### **Abkippen des Materials in den Aufgabetrichter**

Die Emissionen, die beim Abkippen des Materials mittels Radlader in den Aufgabetrichter entstanden (siehe Abbildung 6-7), wurden ebenfalls messtechnisch aufgezeichnet. Der Trichter war etwa 5 m lang, 2 m breit und 1,5 m tief. Beim Abkippvorgang überwand das Material eine Distanz von ca. 1,5 m im freien Fall, da sich in der Regel noch Material im Aufgabetrichter befand. Ein Schubwagen gab das Material auf das Förderband auf. [3]



**Abbildung 6-7: Materialaufgabe durch den Radlader im Muschelkalk (links trockenes, staubendes und rechts feuchtes, nicht staubendes Material)**

Die Leemessungen wurden von einer Bühne aus durchgeführt, die sich neben dem Förderband befand. Der Abstand zum Aufgabetrichter betrug ca. 5 m. Dadurch konnte das Messgerät im Querschnitt der Staubfahne bewegt und die Staubwolke in Gänze erfasst werden. Dies wäre vom Boden aus nicht möglich gewesen. Messungen konnten jedoch auf der Bühne nur bei entsprechender Windrichtung durchgeführt werden. Die Messungen begannen beim Abkippen des Materials. [3] Die Häufigkeitsverteilung der berechneten Einzelemissionsfaktoren ist in Abbildung 6-8 dargestellt.



**Abbildung 6-8: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufgabe durch den Radlader im Muschelkalk**

Die Tabelle 6-4 stellt u.a. die Quartilsdifferenz und die Spannweite da.

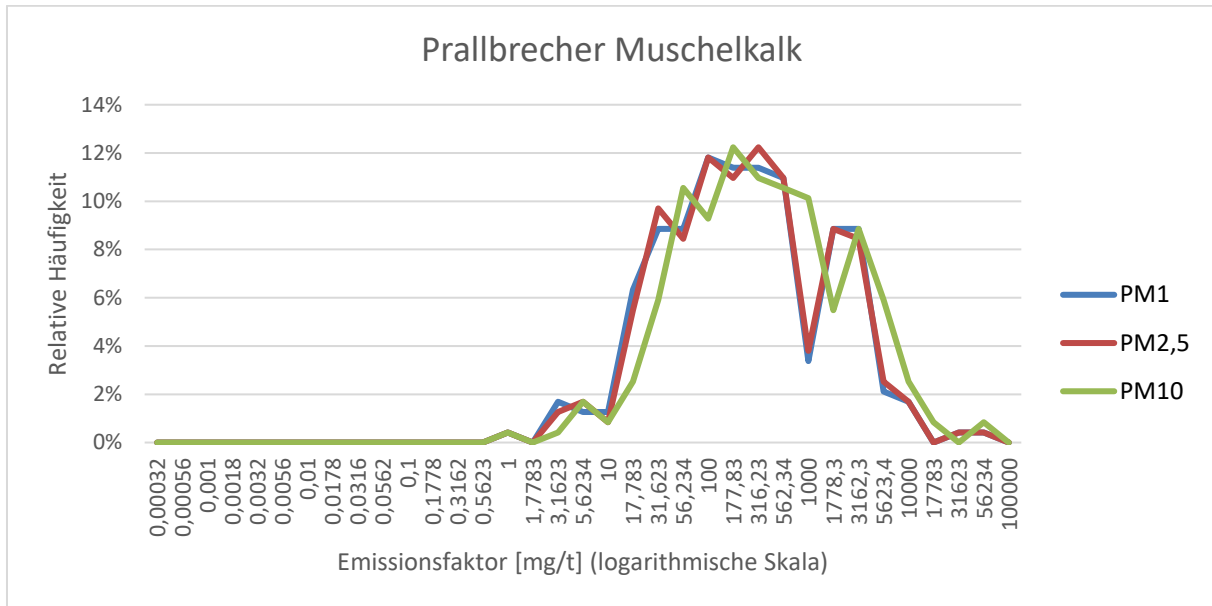
	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/t	159,6	161,3	215,7
Median	mg/t	16,88	17,93	27,13
25%-Quantil	mg/t	2,59	2,73	4,23
75%-Quantil	mg/t	68,08	69,85	108,9
Quartilsdifferenz	mg/t	65,49	67,12	104,6
Maximum	mg/t	9192	9192	9985
Minimum	mg/t	0	0	0,0064
Spannweite	mg/t	9192	9192	9985

**Tabelle 6-4: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufgabe durch den Radlader im Muschelkalk [3]**

### **Bandabwurf in den Prallbrecher/ Materialzerkleinerung durch den Prallbrecher**

Die Emissionen, die bei der Materialzerkleinerung im Prallbrecher entstanden, wurden messtechnisch festgehalten und Einzelemissionsfaktoren für die genannten Staubfraktionen ermittelt. Das Messgerät wurde für die Leemessungen mit Hilfe eines Stativs neben der Öffnung auf der Oberseite des Prallbrechers in der Staubwolke positioniert. Die Messungen waren

wegen des kontinuierlichen Staubaustrags zeitlich unabhängig. [3] Die Abbildung 6-9 zeigt die Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren.



**Abbildung 6-9: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialzerkleinerung durch den Prallbrecher im Muschelkalk**

Die Einzelemissionsfaktoren, die sich aus den Messungen am Prallbrecher ergaben, lassen – wie die Tabelle 6-5 aufzeigt – in Spannweite (49.632 mg/t) und Quartilsdifferenz (914,3 mg/t) eine große Streuung erkennen [3].

	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/t	954,3	973,4	1372
Median	mg/t	164,1	172,9	253,9
25%-Quantil	mg/t	39,88	41,80	67,18
75%-Quantil	mg/t	676,8	699,4	981,5
Quartilsdifferenz	mg/t	636,9	657,6	914,3
Maximum	mg/t	37170	37682	49633
Minimum	mg/t	0,59	0,60	0,84
Spannweite	mg/t	37169	37682	49632

**Tabelle 6-5: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialzerkleinerung durch den Prallbrecher im Muschelkalk [3]**



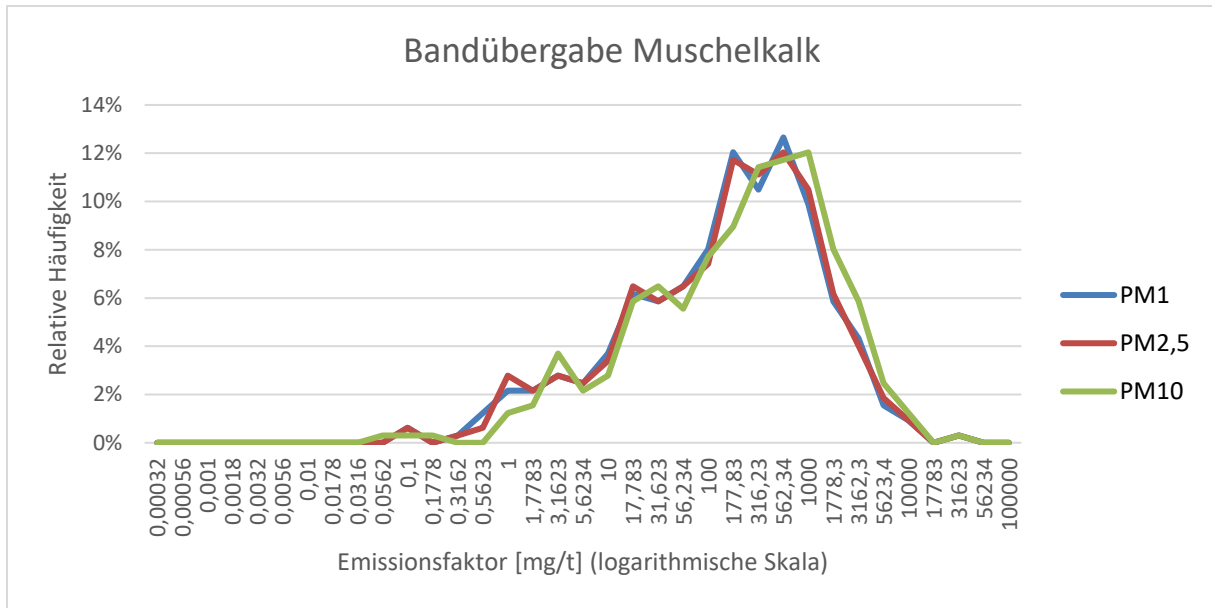
## Bandübergaben

Beim Bandtransport zum Kalkwerk traten Emissionen ausschließlich an den Bandübergaben (siehe Abbildung 6-10) auf, da die Förderbänder ansonsten eingehaust waren. Bei den Bandübergaben überwand das Material eine Höhendifferenz von etwa 1 m im freien Fall. Zur Einfassung der Bandübergaben waren lediglich Bleche mit einer Höhe von ca. 0,5 m und einer Länge von ca. 2 m auf beiden Seiten des nachfolgenden Bandes montiert. Diese Bleche reduzierten Steinflug und Materialverlust, hatten jedoch keine wahrnehmbare staubmindernde Wirkung. [3]



**Abbildung 6-10: Bandübergabe im Muschelkalk**

Die Leemessungen fanden in einem Abstand von ca. 1 m bis 2 m zum Emissionsort statt. Das Messgerät wurde manuell durch den Querschnitt der Staubwolke geführt. [3] Die Abbildung 6-11 gibt die Häufigkeitsverteilung der berechneten Einzelmissionsfaktoren wieder.



**Abbildung 6-11: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei den Bandübergaben im Muschelkalk**

Die Spanne der berechneten Einzelemissionsfaktoren erstreckt sich von 0,038 mg/t bis 23.678 mg/t bei der PM10-Fraktion und ist neben weiteren statistischen Werten in der Tabelle 6-6 angegeben.

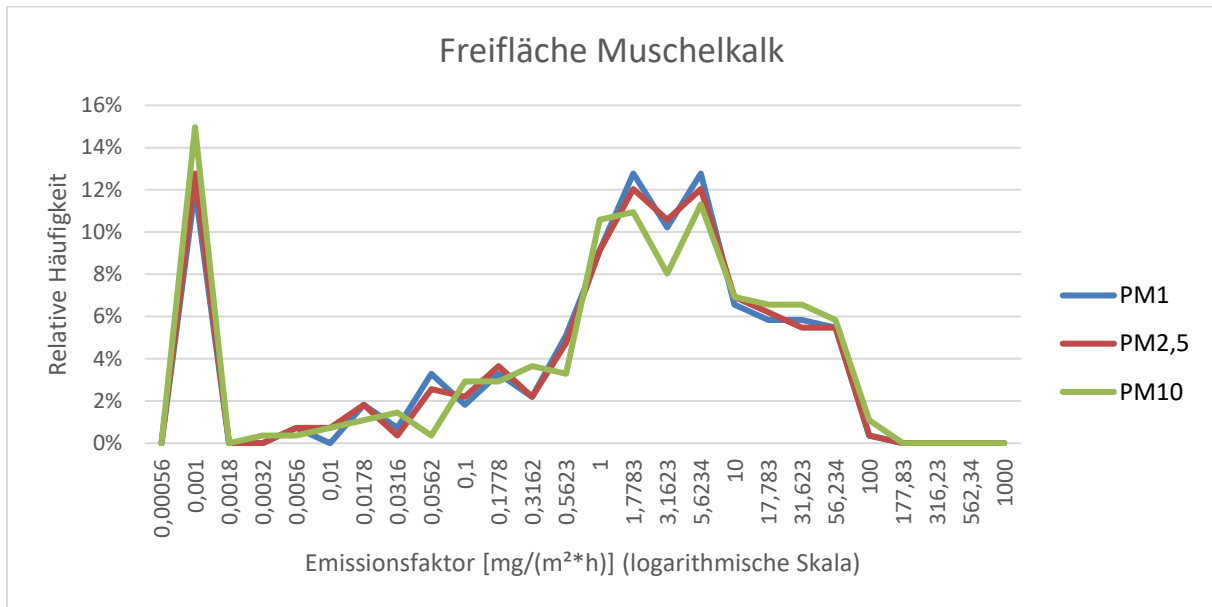
	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/t	536,4	540,5	712,8
Median	mg/t	151,7	153,6	208,7
25%-Quantil	mg/t	27,12	27,31	32,53
75%-Quantil	mg/t	529,4	539,6	747,4
Quartilsdifferenz	mg/t	502,2	512,3	714,9
Maximum	mg/t	19007	19090	23678
Minimum	mg/t	0,069	0,070	0,038
Spannweite	mg/t	19007	19090	23678

**Tabelle 6-6: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei den Bandübergaben im Muschelkalk [3]**

### Abwehungen von freien Tagebauflächen

Zusätzlich zu den Staubemissionen, die von den Betriebsvorgängen ausgingen, wurden auch die Emissionen erfasst, die aus Abwehungen von freien Flächen im Tagebau stammen. Dazu

wurde ein Messgerät, in Windrichtung betrachtet, am Beginn der freien Tagebaufläche und ein anderes am Ende der Fläche aufgestellt. Die Messgeräte wurden mit Stativen in etwa 1,5 m Höhe positioniert. Aus den erfassten Staubkonzentrationen wurden Einzelemissionsfaktoren für PM1, PM2,5 und PM10 mit der Einheit  $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  ermittelt. [3] Die Häufigkeitsverteilung ist in Abbildung 6-12 dokumentiert.



**Abbildung 6-12: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Muschelkalk**

Die Werte der statistischen Analyse sind in der Tabelle 6-7 enthalten.

	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	$\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$	6,15	6,17	6,87
Median	$\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$	1,49	1,54	1,57
25%-Quantil	$\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$	0,24	0,19	0,17
75%-Quantil	$\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$	5,08	5,08	6,67
Quartilsdifferenz	$\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$	4,85	4,89	6,50
Maximum	$\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$	64,26	64,74	68,57
Minimum	$\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$	0	0	0
Spannweite	$\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$	64,26	64,74	68,57

**Tabelle 6-7: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Muschelkalk [3]**

### Anteil der Staubfraktionen an PM10

Die Analyse der Messwerte verdeutlicht, dass die Staubfraktion PM1 einen erheblichen Anteil an der Staubfraktion PM10 hat, bei sämtlichen Staubquellen über 50 %, während der Anteil von PM2,5 an PM10 nur geringfügig höher ist [3]. In der Tabelle 6-8 sind die durchschnittlichen Anteile von PM1 und PM2,5 an PM10 dargestellt.

	Anteil PM1 an PM10	Anteil PM2,5 an PM10
Materialaufnahme	63,6 %	66,0 %
Transportfahrt Radlader	54,8 %	57,5 %
Leerfahrt Radlader	51,4 %	53,2 %
Materialaufgabe	74,0 %	74,8 %
Prallbrecher	69,6 %	71,0 %
Bandübergabe	75,3 %	75,8 %
Freifläche	89,5 %	89,7 %
Gesamt	70,7 %	71,9 %

**Tabelle 6-8: Anteil der Staubfraktionen PM1 und PM2,5 an PM10 im Muschelkalk [3]**

Der Anteil der Staubfraktionen PM1 und PM2,5 an PM10 ist bei Fahrwegen am geringsten, dennoch liegt dieser auch über 51 %. Die Freiflächen weisen mit über 89 % den größten Anteil PM1 an PM10 auf. [3]

Die Daten beruhen ausschließlich auf den Messungen mit den beiden Aerosolmonitoren. Überprüfungen durch andere Verfahren haben nicht stattgefunden. [3]

## 6.2.2 Wetterdaten Muschelkalk

### Temperatur

Die erfassten Temperaturen im Muschelkalkbetrieb liegen zwischen 1,9 °C und 31,8 °C. Die durchschnittlich höchsten Temperaturen wurden auf den freien Tagebauflächen gemessen. Die durchschnittlich niedrigsten Temperaturen treten bei der Materialaufnahme auf. Die Verteilung der Temperaturen hinsichtlich der untersuchten Betriebsvorgänge zeigt Abbildung 6-13.

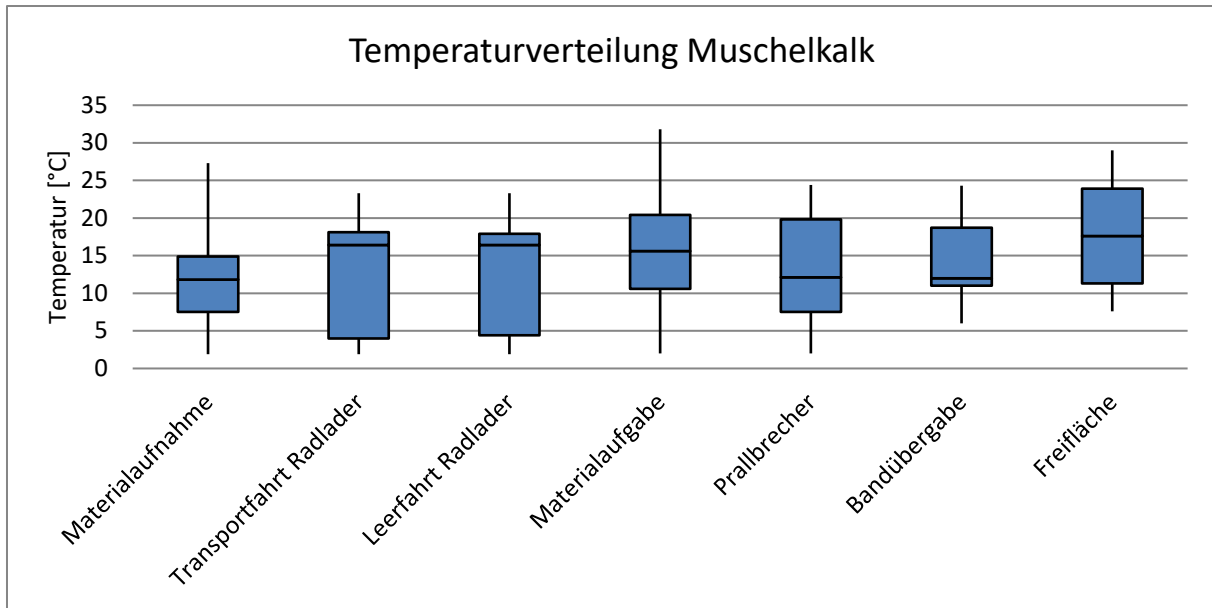


Abbildung 6-13: Temperaturverteilung im Muschelkalk

### Relative Luftfeuchtigkeit

Während der Messungen bewegte sich die relative Luftfeuchtigkeit im Muschelkalk zwischen 18,5 % und 95 %. Die jeweiligen arithmetischen Mittelwerte reichen von 55,4 % bis 68,9 %, der Mittelwert der relativen Luftfeuchtigkeit bei den Abwehungen von freien Tagebauflächen weicht mit 47,4 % ab. Die Verteilung der Luftfeuchtigkeit ist in der Abbildung 6-14 nach Betriebsvorgängen sortiert dargestellt.

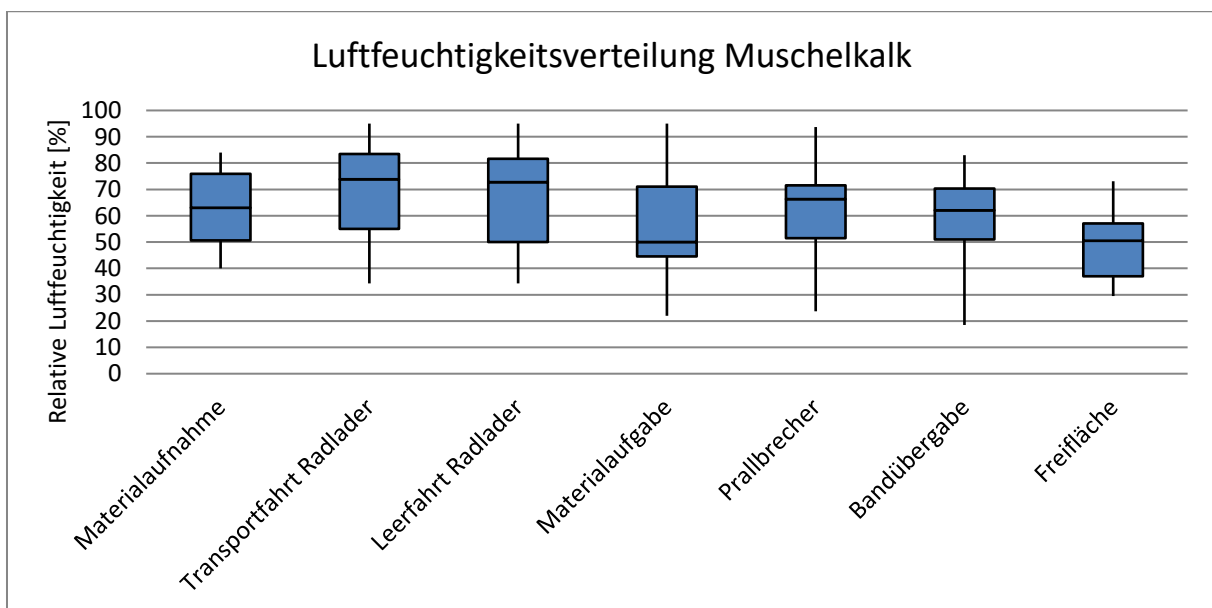


Abbildung 6-14: Luftfeuchtigkeitsverteilung im Muschelkalk

## Windgeschwindigkeit

Die gemessene Windgeschwindigkeit beträgt 0,01 m/s bis 5,61 m/s. Die höchsten Windgeschwindigkeiten wurden mit 5,61 m/s auf den freien Tagebauflächen erfasst. Die im Mittel niedrigsten Windgeschwindigkeiten treten bei der Materialaufnahme auf. In der Abbildung 6-15 ist die Verteilung der Windgeschwindigkeiten aufgeführt.

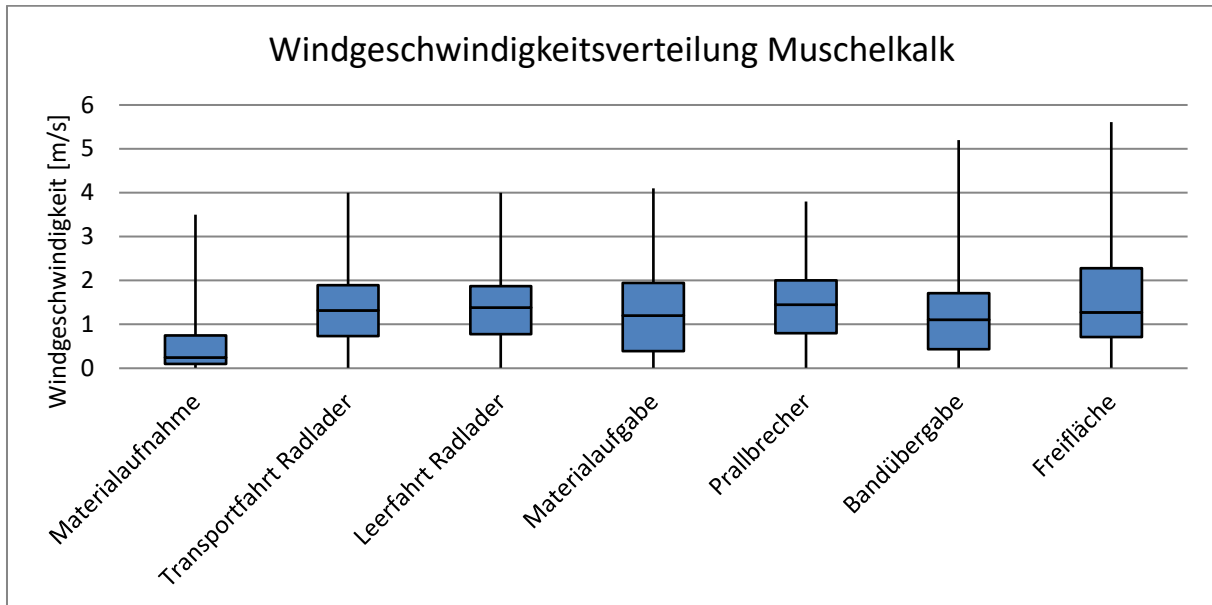


Abbildung 6-15: Windgeschwindigkeitsverteilung im Muschelkalk

## 6.2.3 Quarzsand

Im Quarzsandbetrieb wurden im Untersuchungszeitraum 2.287 verwertbare Einzelmessungen an 30 Messtagen durchgeführt [3].

Die Verteilung der aus den Staubmessungen berechneten Einzelemissionsfaktoren ist nachfolgend für die untersuchten Betriebsvorgänge dargestellt.

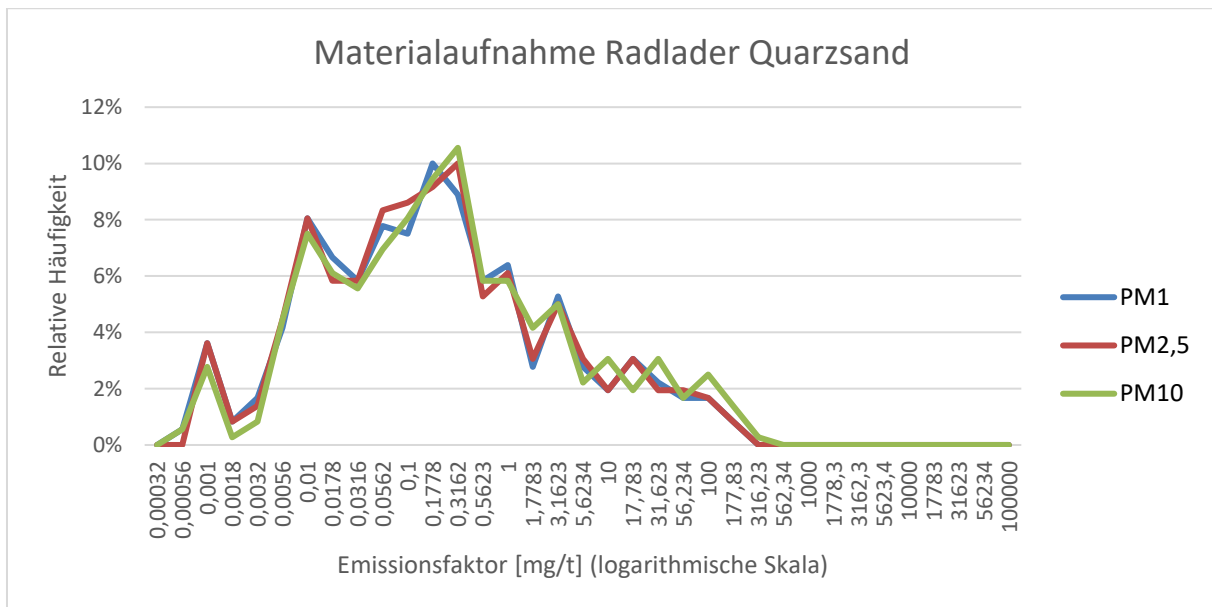
### Materialaufnahme

Das Laden des Materials erfolgte in dem Betrieb mit einem Radlader mit einer 3 m³ Schaufel direkt aus der anstehenden Böschung (siehe Abbildung 6-16) oder von einer Halde [3].



**Abbildung 6-16: Materialaufnahme durch den Radlader im Quarzsand**

Der Abstand vom Messgerät auf der Leeseite zur Emissionsquelle betrug bei der Materialaufnahme aus Halden etwa 2 m und bei der aus Böschungen etwa 4 m, da teilweise Material aus den Böschungen nachbrach. Die Messungen begannen, sobald die Schaufel des Radladers in das Material eindrang. Das Messgerät auf der Leeseite wurde manuell im Querschnitt der Staubfahne geführt, um diese genau erfassen zu können. [3] Die Abbildung 6-17 zeigt die Häufigkeitsverteilung der berechneten Einzelemissionsfaktoren für PM<sub>1</sub>, PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub>.



**Abbildung 6-17: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufnahme durch den Radlader im Quarzsand**

Die Werte der Einzelemissionsfaktoren reichen von 0 mg/t bis 228,2 mg/t [3] und sind in der Tabelle 6-9 enthalten.



	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/t	4,52	4,60	6,65
Median	mg/t	0,12	0,12	0,15
25%-Quantil	mg/t	0,016	0,019	0,025
75%-Quantil	mg/t	0,79	0,83	1,07
Quartilsdifferenz	mg/t	0,77	0,81	1,05
Maximum	mg/t	160,8	162,6	228,2
Minimum	mg/t	0	0	0
Spannweite	mg/t	160,8	162,6	228,2

**Tabelle 6-9: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufnahme durch den Radlader im Quarzsand [3]**

### Transportfahrt zum Aufgabetrichter

Die Staubemissionen wurden ebenfalls für die Transportfahrt des Radladers (siehe Abbildung 6-18) im Load&Carry-Betrieb zum Aufgabetrichter im Quarzsand gemessen und aus den verwertbaren Einzelmessungen Einzelemissionsfaktoren bestimmt. Die unbefestigten Fahrbahnen bestanden aus Quarzsand. Der Wegebau erfolgte durch Abziehen oder durch Aufbringen von Quarzsand mit einem Radlader. [3]

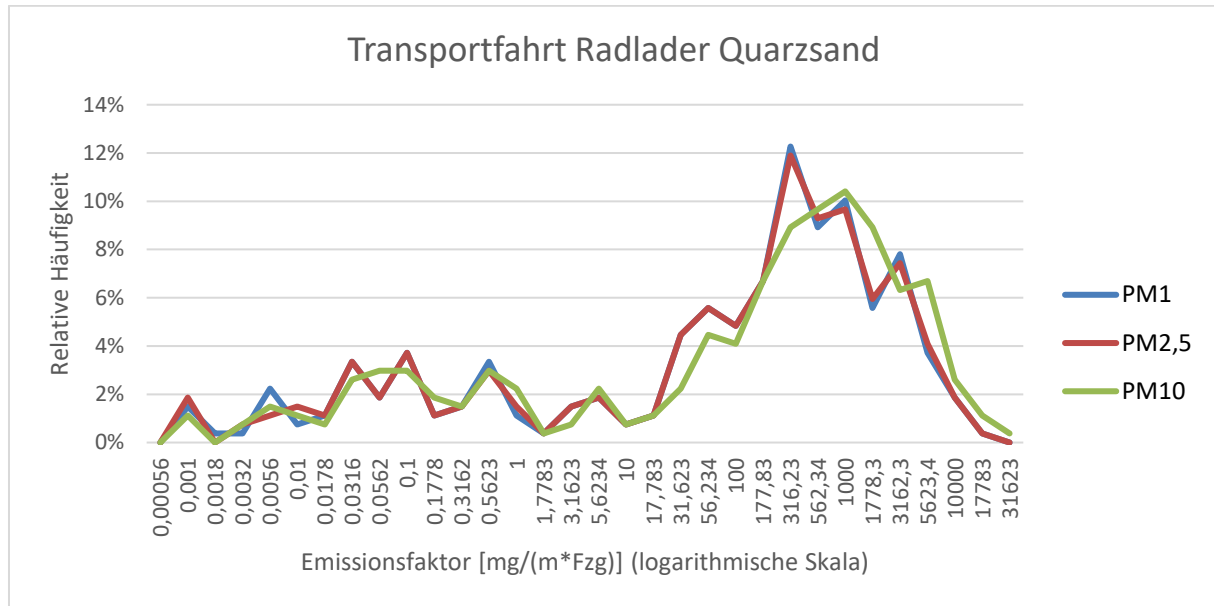


**Abbildung 6-18: Transportfahrt (links) und Leerfahrt (rechts) des Radladers im Quarzsand**

Die Messungen fanden in Abschnitten der Fahrbahn statt, in denen sich die Staubfahne möglichst im rechten Winkel zur Fahrbahn ausbreitete. Die Messungen begannen, sobald der Radlader die Messstelle querte. Das Messgerät wurde in einem Abstand von etwa 2 m zum



Emissionsort manuell vertikal durch die Staubwolke bewegt. [3] Die Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren zeigt die Abbildung 6-19.



**Abbildung 6-19: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt des Radladers im Quarzsand**

In der Tabelle 6-10 sind die Ergebnisse der statistischen Auswertung der Einzelemissionsfaktoren angegeben.

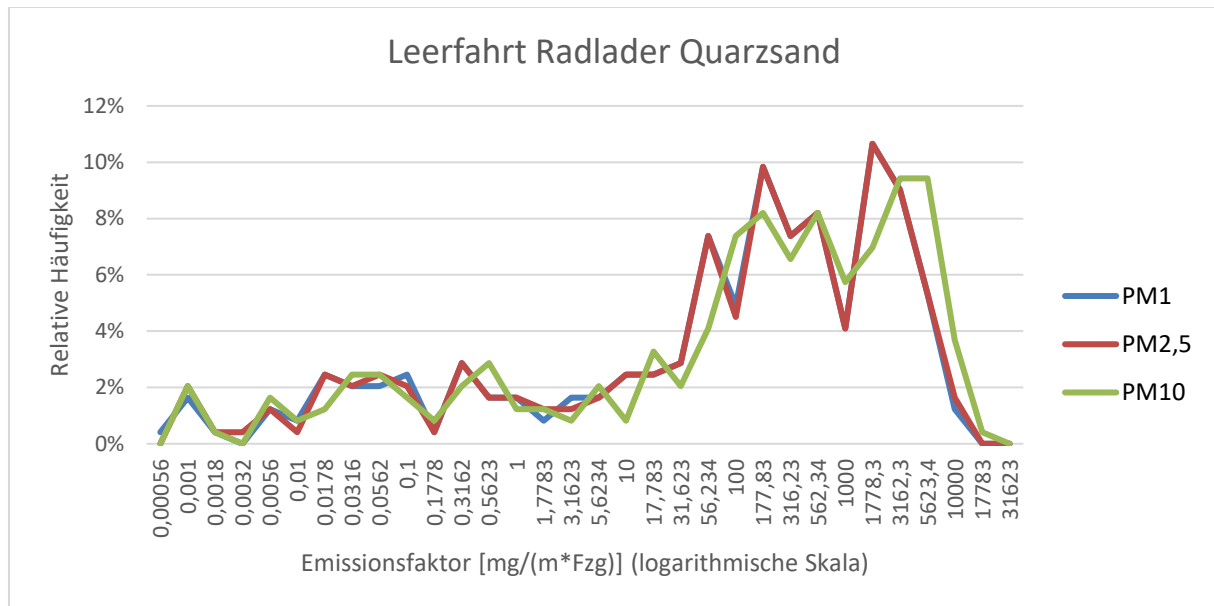
	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m*Fzg)	704,8	720,7	1102
Median	mg/(m*Fzg)	186,6	191,5	259,2
25%-Quantil	mg/(m*Fzg)	4,32	4,36	5,33
75%-Quantil	mg/(m*Fzg)	682,4	708,8	1042
Quartilsdifferenz	mg/(m*Fzg)	678,1	704,4	1037
Maximum	mg/(m*Fzg)	10932	11303	20069
Minimum	mg/(m*Fzg)	0	0	0
Spannweite	mg/(m*Fzg)	10932	11303	20069

**Tabelle 6-10: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt des Radladers im Quarzsand [3]**

Die Spannweite, die ein Maß für die Streuung ist, beträgt für die PM10-Fraktion 20.069 mg/(m\*Fzg) [3].

### Leerfahrt zum Haufwerk

Die bei der Leerfahrt des Radladers (siehe Abbildung 6-18) zum Haufwerk verursachten Staubemissionen wurden ebenfalls gemessen. Hierzu wurden die gleichen Fahrwege wie bei der Transportfahrt genutzt und die Messungen identisch durchgeführt. [3] Die Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren, die sich aus den verwertbaren Einzelmessungen ergeben, zeigt die Abbildung 6-20.



**Abbildung 6-20: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt des Radladers im Quarzsand**

Durch die Häufigkeitsverteilung der berechneten Einzelemissionsfaktoren lässt sich eine große Spanne der Werte erkennen [3].

Die Quartilsdifferenz der PM10-Fraktion, die in der Tabelle 6-11 enthalten ist, ist mit 1.536 mg/(m³·Fzg) etwa 50 % größer als die der Transportfahrt. Dies deutet auf eine größere Streuung der Einzelemissionsfaktoren hin, obwohl der Maximalwert bei der Transportfahrt erheblich größer ist. Die Minimalwerte sind im Gegensatz dazu bei Transport- und Leerfahrt identisch. [3]

	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m*Fzg)	775,1	789,6	1124
Median	mg/(m*Fzg)	133,3	135,9	204,1
25%-Quantil	mg/(m*Fzg)	8,09	8,15	10,42
75%-Quantil	mg/(m*Fzg)	1058	1082	1547
Quartilsdifferenz	mg/(m*Fzg)	1050	1074	1536
Maximum	mg/(m*Fzg)	8249	8341	10134
Minimum	mg/(m*Fzg)	0	0	0
Spannweite	mg/(m*Fzg)	8249	8341	10134

**Tabelle 6-11: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt des Radladers im Quarzsand [3]**

### Abkippen des Materials in den Aufgabetrichter

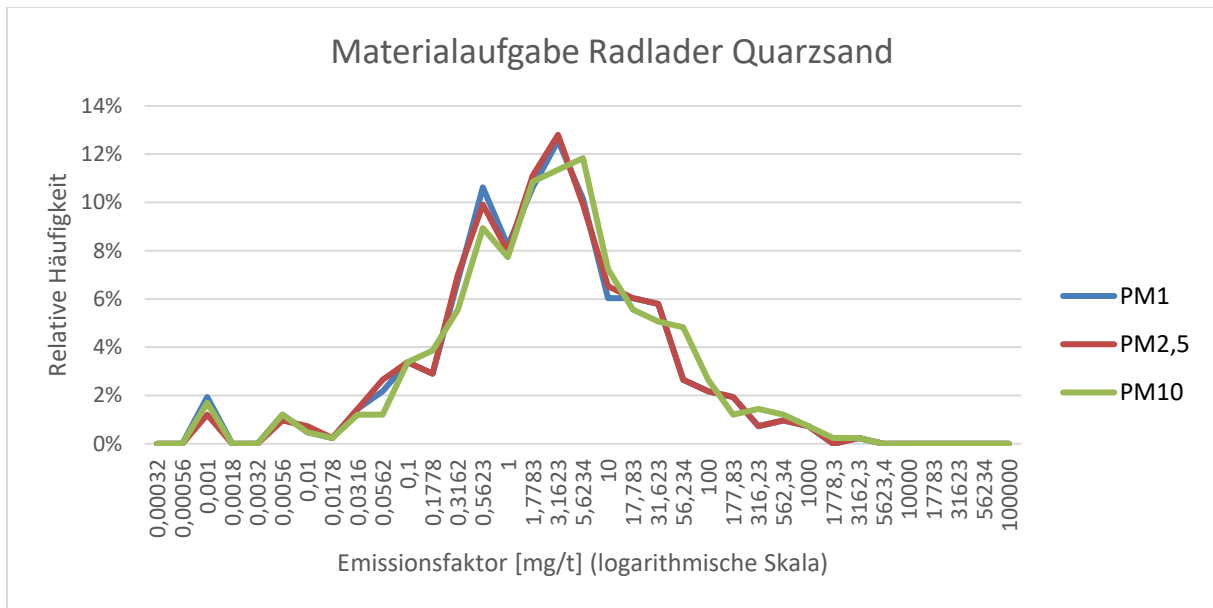
Auch Staubemissionen, die beim Abkippen des Quarzsandes in den Aufgabetrichter entstanden (siehe Abbildung 6-21), wurden gemessen. Der Aufgabetrichter war ca. 5 m lang, 2 m breit und 1,5 m tief. Das Material legte beim Abkippen ca. 1,5 m im freien Fall zurück. Ein Förderband zog das Material aus dem Aufgabetrichter ab. [3]



**Abbildung 6-21: Materialaufgabe durch den Radlader im Quarzsand**

Die Emissionen wurden von einer Bühne aus erfasst, die an einer Seite des Aufgabetrichters angebracht war. Wegen dieser Gegebenheit war die Durchführung der Messungen nur bei einer entsprechenden Windrichtung und in einem Abstand von ca. 1 m zum Emissionsort möglich. Das Messgerät wurde manuell durch die Staubfahne bewegt. Die Berechnung der

Einzelemissionsfaktoren für PM1, PM2,5 und PM10 erfolgte aus den verwertbaren Einzelmessungen. [3] Die Abbildung 6-22 stellt die Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren dar.



**Abbildung 6-22: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufgabe durch den Radlader im Quarzsand**

Die statistischen Werte der Materialaufgabe des Radladers sind in Tabelle 6-12 angegeben.

	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/t	24,44	24,68	32,77
Median	mg/t	1,77	1,80	2,05
25%-Quantil	mg/t	0,41	0,42	0,50
75%-Quantil	mg/t	6,98	7,05	8,52
Quartilsdifferenz	mg/t	6,57	6,62	8,03
Maximum	mg/t	2294	2313	3059
Minimum	mg/t	0	0	0
Spannweite	mg/t	2294	2313	3059

**Tabelle 6-12: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufgabe durch den Radlader im Quarzsand [3]**

## Bandstrecke

Der Transport des Quarzsandes erfolgte im untersuchten Betrieb nach der Materialaufgabe durch den Radlader bis zur Übergabe in die hydraulische Förderung mit Hilfe einer offenen Bandanlage (siehe Abbildung 6-23) [3].



Abbildung 6-23: Transportband im Quarzsand

Die durch die Abwehungen des Materials vom Förderband verursachten Emissionen wurden messtechnisch erfasst. Dazu wurde ein Messgerät auf der Leeseite im Abstand von ca. 0,5 m manuell vertikal durch die Staubfahne geführt. Die vorherrschende Windrichtung musste dabei möglichst rechtwinklig zur Bandanlage sein. Aus den verwertbaren Einzelmessungen wurden Einzelemissionsfaktoren für die Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 berechnet. [3] Die Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren ist in Abbildung 6-24 dargestellt.

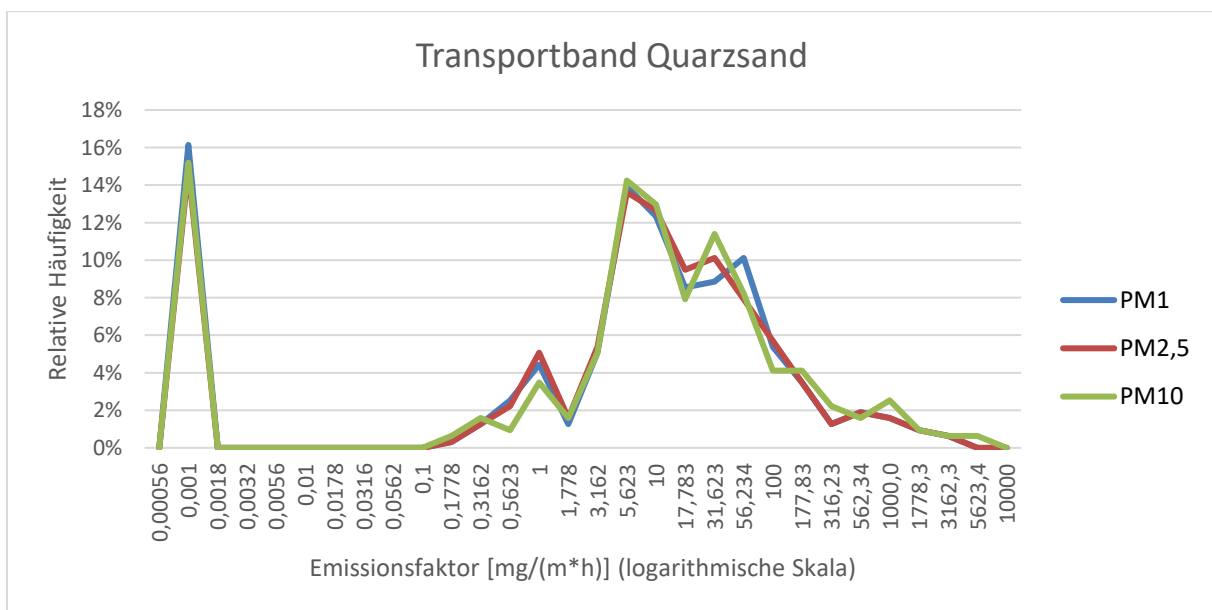


Abbildung 6-24: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren beim Bandtransport im Quarzsand



Die statistischen Werte der Einzelemissionsfaktoren der Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 sind in der Tabelle 6-13 abgebildet.

	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m³h)	68,75	70,59	103,1
Median	mg/(m³h)	7,47	7,52	7,54
25%-Quantil	mg/(m³h)	1,30	1,73	2,27
75%-Quantil	mg/(m³h)	31,84	29,48	31,63
Quartilsdifferenz	mg/(m³h)	30,54	27,76	29,36
Maximum	mg/(m³h)	2649	2819	4884
Minimum	mg/(m³h)	0	0	0
Spannweite	mg/(m³h)	2649	2819	4884

Tabelle 6-13: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren beim Bandtransport im Quarzsand [3]

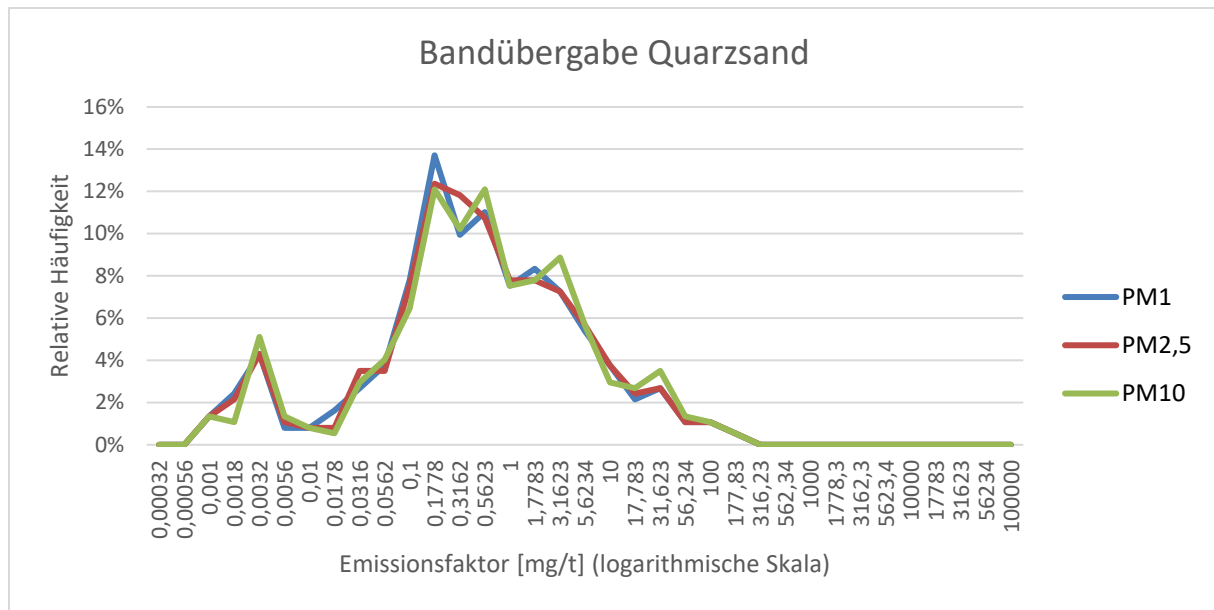
### Bandübergabe

Im Quarzsandbetrieb wurde das Fördergut bei der Bandförderung von einem Förderband auf ein anderes übergeben (siehe Abbildung 6-25). Der vertikale Abstand der Förderbänder maß dabei 1,5 m. Eine Einhausung der Übergabe war nicht vorhanden. [3]



Abbildung 6-25: Bandübergabe im Quarzsand

Die daraus resultierenden Staubemissionen wurden in einem Abstand von ca. 1 m zum Entstehungsort erfasst. Das Messgerät wurde dazu manuell durch die Staubfahne geführt. [3] Die Häufigkeitsverteilung der berechneten Einzelemissionsfaktoren für PM1, PM2,5 und PM10 ist in der Abbildung 6-26 dargestellt.



**Abbildung 6-26: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Bandübergabe im Quarzsand**

Die Einzelemissionsfaktoren reichen, wie der Tabelle 6-14 zu entnehmen ist, von 0 mg/t bis 165,5 mg/t [3].

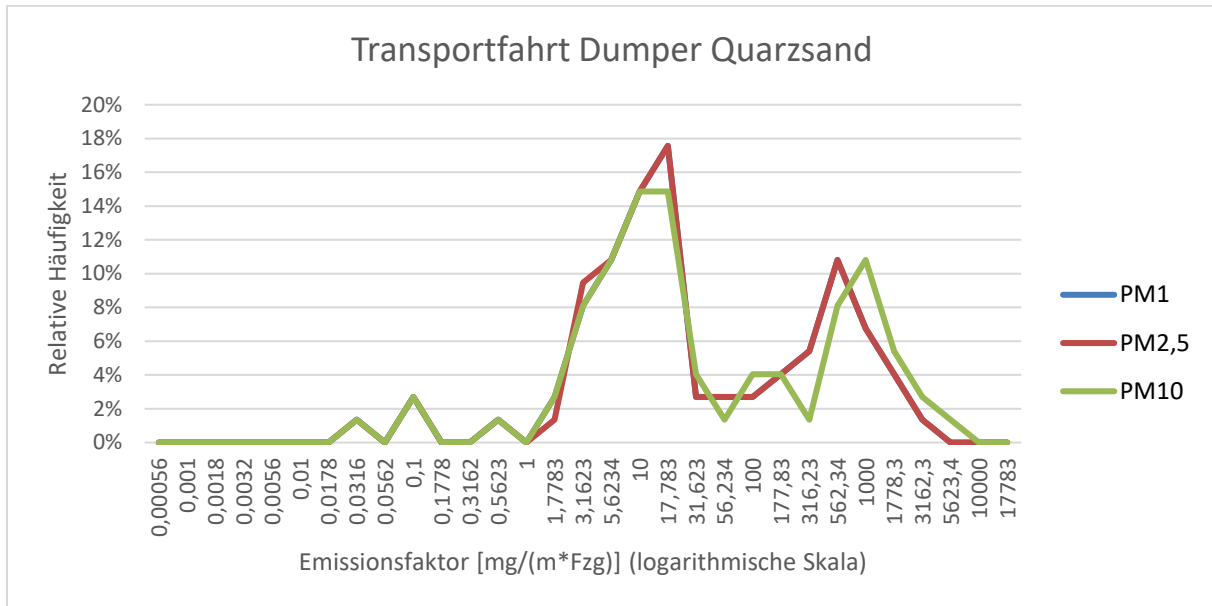
	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/t	3,69	3,93	4,43
Median	mg/t	0,33	0,35	0,41
25%-Quantil	mg/t	0,10	0,10	0,11
75%-Quantil	mg/t	1,69	1,75	2,06
Quartilsdifferenz	mg/t	1,59	1,65	1,95
Maximum	mg/t	146,5	156,4	165,5
Minimum	mg/t	0	0	0
Spannweite	mg/t	146,5	156,4	165,5

**Tabelle 6-14: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Bandübergabe im Quarzsand [3]**

### **Abraumbetrieb mit Dumpfern - Transportfahrt**

In dem untersuchten Betrieb förderten Dumper den Abraum zur Halde. Sowohl die Beschaffenheit der Fahrbahnen als auch der Messvorgang war mit den Transport- und Leerfahrten des Radladers vergleichbar. Aus den verwertbaren Messungen wurden für die

Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 Einzelemissionsfaktoren bestimmt [3]. Deren Häufigkeitsverteilung ist in der Abbildung 6-27 dargestellt.



**Abbildung 6-27: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der Dumper im Quarzsand**

Das Diagramm macht eine Zweiteilung der Einzelemissionsfaktoren und deren große Spannweite deutlich [3].

Der geringste Einzelemissionsfaktor weist für PM1, PM2,5 sowie PM10 0,03 mg/(m³\*Fzg) auf. Der größte PM10-Einzelemissionsfaktor liegt bei 3.522 mg/(m³\*Fzg). Die Quartilsdifferenz für PM10 beträgt 371,3 mg/(m³\*Fzg). [3] Diese und weitere statistische Werte sind in der Tabelle 6-15 dargestellt.

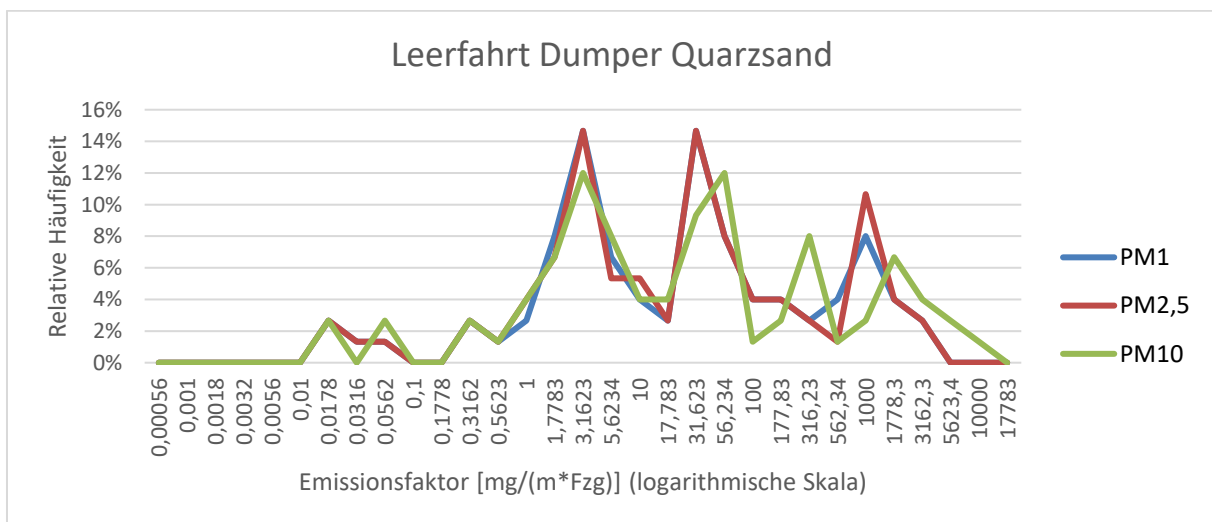


	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m*Fzg)	195,6	200,0	306,3
Median	mg/(m*Fzg)	11,18	11,28	12,70
25%-Quantil	mg/(m*Fzg)	4,67	4,63	4,79
75%-Quantil	mg/(m*Fzg)	216,3	225,9	376,1
Quartilsdifferenz	mg/(m*Fzg)	211,6	221,2	371,3
Maximum	mg/(m*Fzg)	2595	2625	3522
Minimum	mg/(m*Fzg)	0,03	0,03	0,03
Spannweite	mg/(m*Fzg)	2594	2625	3522

**Tabelle 6-15: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der Dumper im Quarzsand [3]**

### **Abraumbetrieb mit Dumpfern – Leerfahrt**

Die Staubemissionen, die bei der Rückfahrt der Dumper durch den Tagebau nach dem Abtransport des Abraums auf den bereits beschriebenen Fahrbahnen entstanden, wurden wie oben beschrieben gemessen. Einzelemissionsfaktoren wurden für die Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 ermittelt. [3] Die Abbildung 6-28 gibt die Verteilung der Häufigkeit der Einzelemissionsfaktoren wieder.



**Abbildung 6-28: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der Dumper im Quarzsand**

Die statistischen Werte der berechneten Einzelemissionsfaktoren für PM1, PM2,5 und PM10 sind in der Tabelle 6-16 abgebildet.

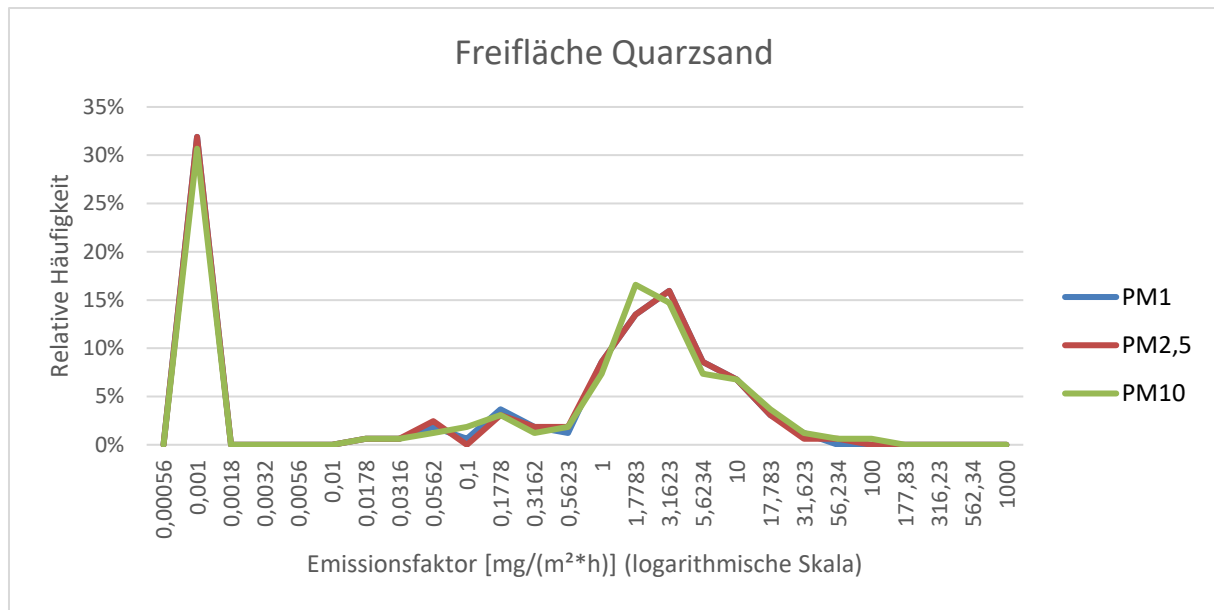
	<b>Einheit</b>	<b>PM1</b>	<b>PM2,5</b>	<b>PM10</b>
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m*Fzg)	220,9	228,6	402,8
Median	mg/(m*Fzg)	21,13	21,38	27,36
25%-Quantil	mg/(m*Fzg)	2,14	2,20	2,28
75%-Quantil	mg/(m*Fzg)	101,4	105,4	186,7
Quartilsdifferenz	mg/(m*Fzg)	99,23	103,2	184,4
Maximum	mg/(m*Fzg)	2916	3032	5785
Minimum	mg/(m*Fzg)	0,02	0,02	0,02
Spannweite	mg/(m*Fzg)	2916	3032	5785

**Tabelle 6-16: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der Dumper im Quarzsand [3]**

Die niedrigsten Einzelemissionsfaktoren liegen bei 0,02 mg/(m\*Fzg) und die höchsten bei 2.916 mg/(m\*Fzg) für PM1, bei 3.032 mg/(m\*Fzg) für PM2,5 und 5.785 mg/(m\*Fzg) für PM10. Die PM10-Quartilsdifferenz beträgt 184,4 mg/(m\*Fzg), die Streuung der Werte ist damit geringer als bei der Transportfahrt, obwohl der Maximalwert bei der Leerfahrt des Dumpers signifikant größer ist. [3]

### **Abwehungen von freien Tagebauflächen**

Die messtechnische Erfassung umfasste auch Staubemissionen, die durch Abwehungen von freien Flächen im Tagebau entstanden. Dazu wurde in Windrichtung am Anfang und am Ende einer freien Tagebaufläche jeweils ein Messgerät mit einem Stativ in ca. 1,5 m Höhe positioniert. Aus den verwertbaren Einzelmessungen wurden Einzelemissionsfaktoren für die Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 berechnet. [3] Die Abbildung 6-29 enthält die Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren.



**Abbildung 6-29: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Quarzsand**

Die ermittelten Einzelemissionsfaktoren liegen zwischen 0 mg/(m²\*h) und 64,51 mg/(m²\*h). Bei über 30 % der Messungen konnten keine oder nur sehr geringe Staubemissionen erfasst werden. [3] Die statistischen Werte sind in der Tabelle 6-17 enthalten.

	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m²*h)	2,23	2,23	2,80
Median	mg/(m²*h)	1,00	0,94	1,08
25%-Quantil	mg/(m²*h)	0	0	0
75%-Quantil	mg/(m²*h)	2,40	2,33	2,44
Quartilsdifferenz	mg/(m²*h)	2,40	2,33	2,44
Maximum	mg/(m²*h)	30,39	31,75	64,51
Minimum	mg/(m²*h)	0	0	0
Spannweite	mg/(m²*h)	30,39	31,75	64,51

**Tabelle 6-17: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Quarzsand [3]**

### Anteil der Staubfraktionen an PM10

Der Anteil der Staubfraktion PM1 an der Staubfraktion PM10 liegt im Quarzsand zwischen 54,8 % und 83,3 % und der der Staubfraktion PM2,5 zwischen 56,7 % und 88,8 % (siehe

Tabelle 6-18). Die Anteile der Fraktionen PM1 und PM2,5 an PM10 sind bei Transport- und Leerfahrten, Materialaufnahme sowie Bandtransport kleiner als bei Materialaufgabe, Bandübergabe und Freifläche. Besonders hoch ist der Anteil von PM1 und PM2,5 an PM10 mit 83,3 % bzw. 88,8 % bei der Staubquelle Bandübergabe. [3]

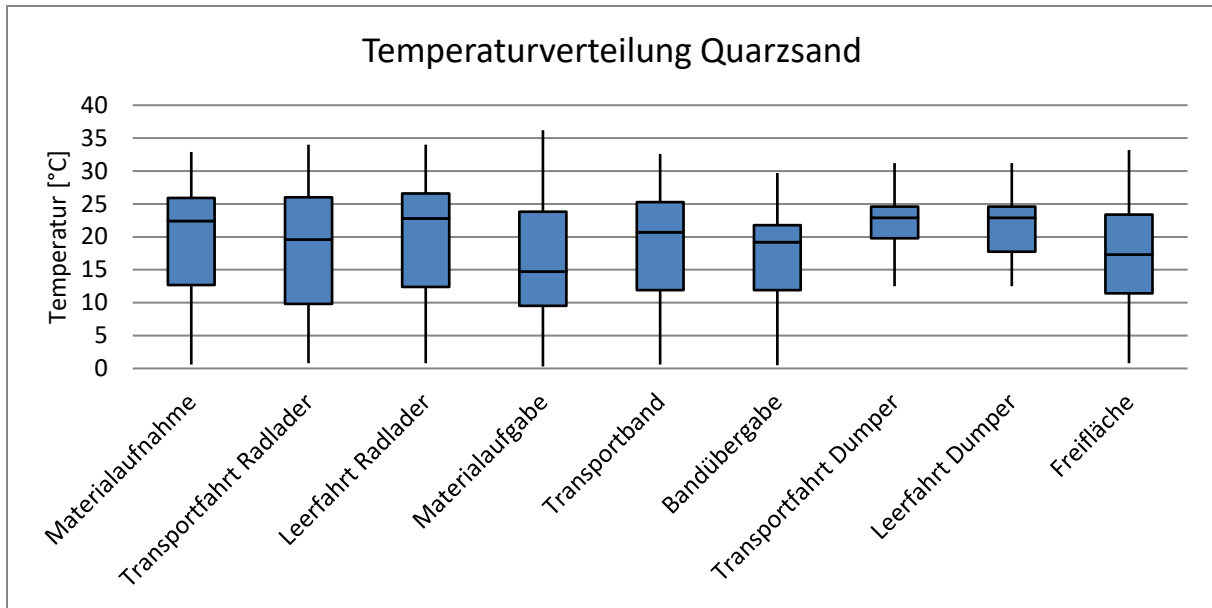
	<b>Anteil PM1 an PM10</b>	<b>Anteil PM2,5 an PM10</b>
Materialaufnahme	68,0 %	69,2 %
Transportfahrt Radlader	64,0 %	65,4 %
Leerfahrt Radlader	68,9 %	70,2 %
Materialaufgabe	74,6 %	75,3 %
Transportband	66,7 %	68,4 %
Bandübergabe	83,3 %	88,8 %
Transportfahrt Dumper	63,9 %	65,3 %
Leerfahrt Dumper	54,8 %	56,7 %
Freifläche	79,6 %	79,6 %
Gesamt	71,4 %	73,2 %

**Tabelle 6-18: Anteil der Staubfraktionen PM1 und PM2,5 an PM10 im Quarzsand [3]**

## 6.2.4 Wetterdaten Quarzsand

### Temperatur

Während der Staubmessungen im Quarzsandbetrieb wurden Temperaturen zwischen 0,3 °C und 36,2 °C erfasst. Die niedrigsten und höchsten Temperaturen wurden beim Abkippen des Materials in den Aufgabetrichter gemessen. Die Abbildung 6-30 gibt die Verteilung der Temperaturen nach Betriebsvorgängen bzw. Staubquellen geordnet wieder.



**Abbildung 6-30: Temperaturverteilung im Quarzsand**

Die Verteilung der gemessenen Temperaturen der Transport- und Leerfahrt des Dumpers weicht von den anderen Temperaturverteilungen ab, da bei diesen Betriebsvorgängen bzw. Staubquellen die niedrigste gemessene Temperatur 12,5 °C ist. Dies resultiert aus dem Umstand, dass nur zwischen Mai und September in diesem Betrieb Abraum gefahren wurde und Messungen dieser Betriebsvorgänge stattfanden.

### **Relative Luftfeuchtigkeit**

Die im Quarzsandbetrieb gemessene relative Luftfeuchtigkeit liegt zwischen 21,2 % und 95,0 %. Die jeweiligen arithmetischen Mittelwerte reichen von 50,3 % bis 61,5 %. Abbildung 6-31 gibt die Verteilung der Werte wieder.

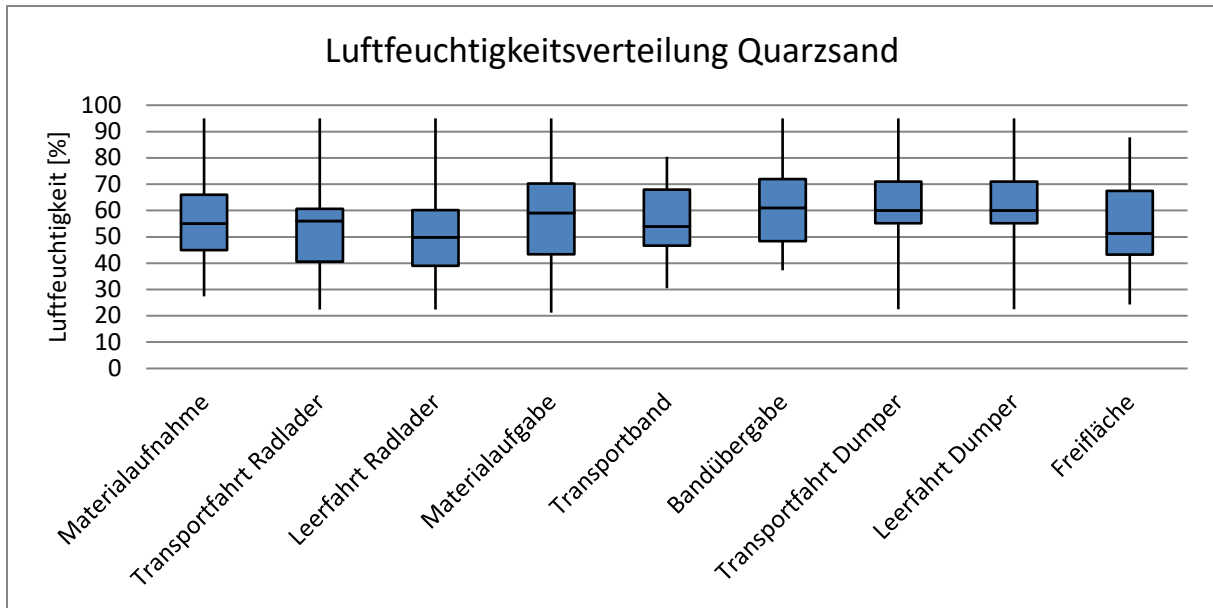


Abbildung 6-31: Luftfeuchtigkeitsverteilung im Quarzsand

### Windgeschwindigkeit

Die gemessenen Windgeschwindigkeiten reichen von 0,01 m/s bis 11,0 m/s. Die höchsten Werte wurden beim Abkippen des Materials in den Aufgabetrichter gemessen. Bei der Materialaufnahme sind die Werte im Mittel am geringsten. Die Verteilung der Windgeschwindigkeit ist in der Abbildung 6-32 zu sehen.

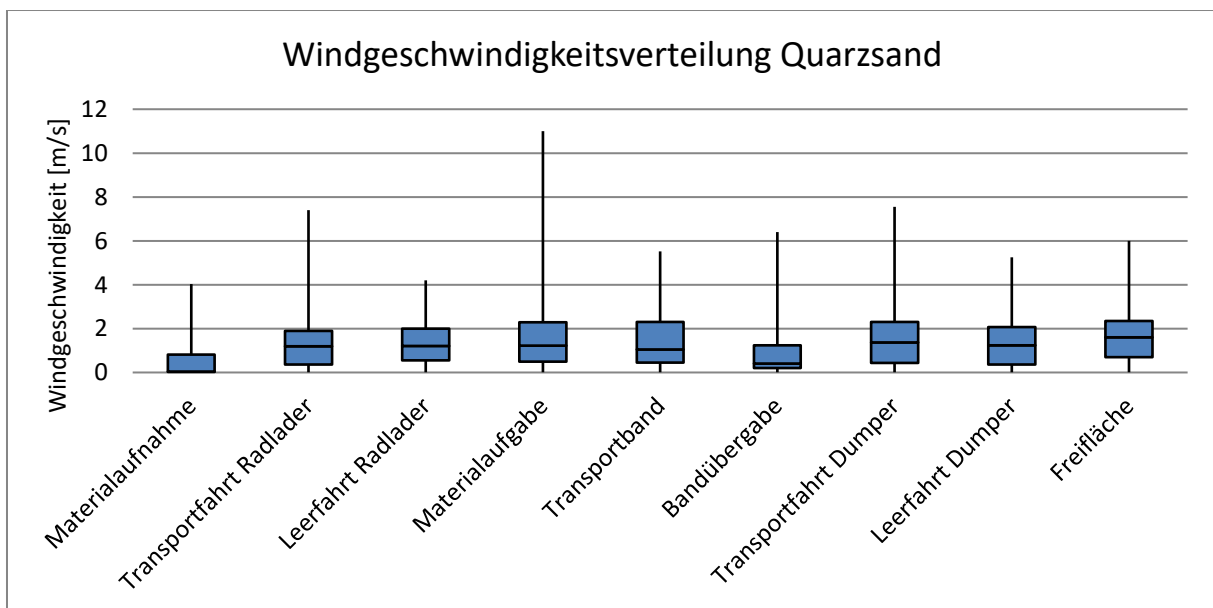


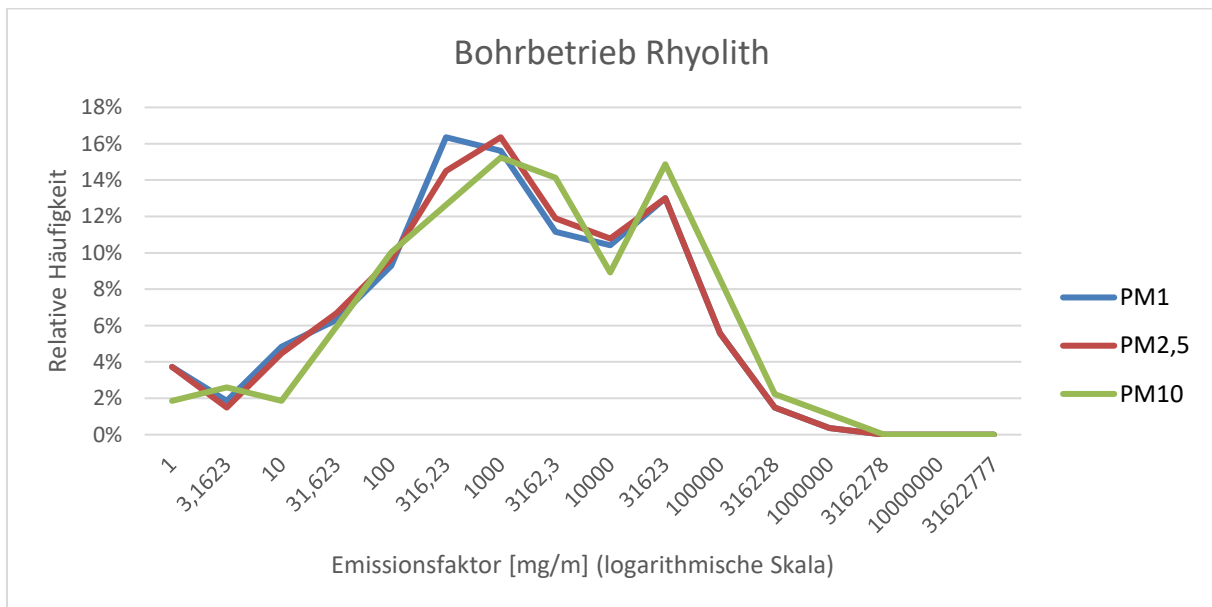
Abbildung 6-32: Windgeschwindigkeitsverteilung im Quarzsand

## 6.2.5 Rhyolith

Im Rhyolith wurden im Untersuchungszeitraum an 25 Messtagen 1.912 verwertbare Einzelmessungen durchgeführt [3].

### Bohrbetrieb

Im Rhyolith stellten zwei Bohrgeräte die Sprengbohrlöcher her. Der Bohrvortrieb betrug 25 m/h bei einem Bohrlochdurchmesser von 115 mm. Die Staubemissionen wurden an beiden Geräten erfasst, indem das Messgerät manuell durch den Querschnitt der Staubfahne geführt wurde. Der Abstand des Messgerätes zur Erfassung der Gesamtkonzentration variierte in Abhängigkeit von der Höhe der Staubemissionen zwischen 2 m und bis über 10 m. War die Staubkonzentration der Staubfahne in kurzer Distanz zum Bohrgerät für die Messgeräte zu hoch, wurde der Abstand vergrößert, da in größerer Entfernung zum Bohrgerät die Ausdehnung der Staubwolke zu- und somit die Staubkonzentration abnimmt. Aus den verwertbaren Einzelmessungen wurden Einzelemissionsfaktoren für PM1, PM2,5 und PM10 bestimmt. [3] Ihre Häufigkeitsverteilung ist in der Abbildung 6-33 dargestellt.



**Abbildung 6-33: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren beim Bohrbetrieb im Rhyolith**

Die Werte der Fraktionen PM1 und PM2,5 bewegen sich zwischen 0,22 mg/m und 572.463 mg/m bzw. 581.054 mg/m. Die Werte der PM10-Fraktion liegen zwischen 0,33 mg/m und 803.131 mg/m [3].

Die Einzelemissionsfaktoren streuen stark, dies verdeutlicht u.a. die Quartilsdifferenz in Tabelle 6-19 [3].

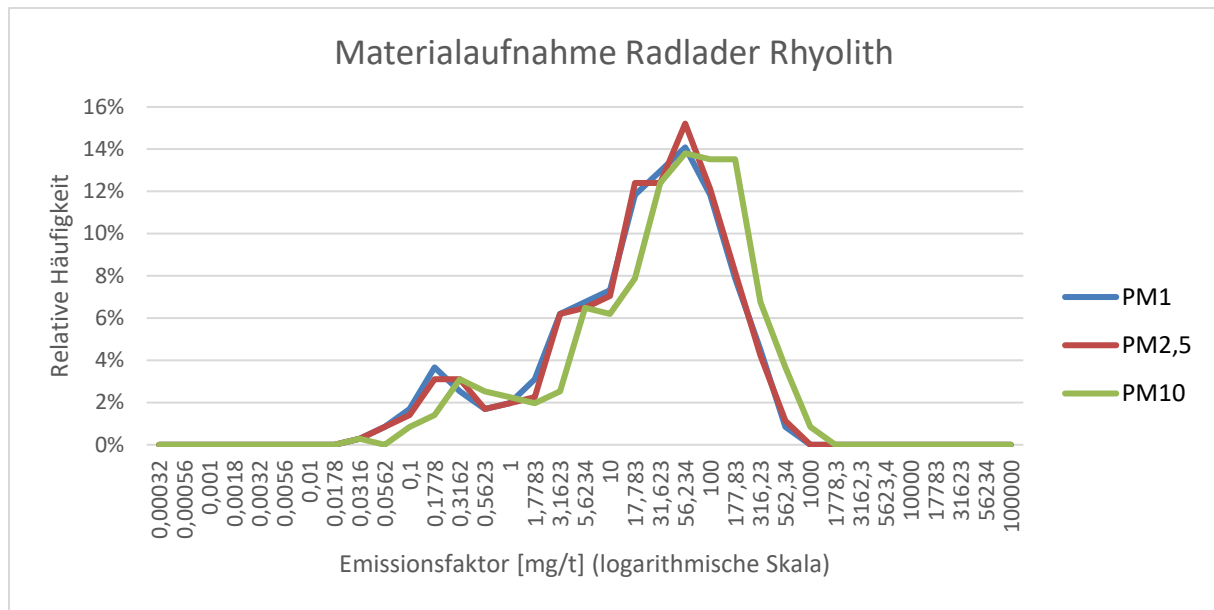
	<b>Einheit</b>	<b>PM1</b>	<b>PM2,5</b>	<b>PM10</b>
Arithmetischer Mittelwert	mg/m	11216	11471	17394
Median	mg/m	553,0	578,9	994,9
25%-Quantil	mg/m	86,32	95,96	143,6
75%-Quantil	mg/m	6871	7040	11683
Quartilsdifferenz	mg/m	6785	6944	11540
Maximum	mg/m	572463	581054	803131
Minimum	mg/m	0,22	0,22	0,33
Spannweite	mg/m	572462	581053	803131

**Tabelle 6-19: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren beim Bohrbetrieb im Rhyolith [3]**

## **Materialaufnahme**

Das Material im Rhyolithbetrieb wurde von einem Radlader mit einer 10 m<sup>3</sup> Schaufel geladen. Die Beladung der SKW mit dem aufgenommenen Haufwerk erfolgte im V-Betrieb. Messtechnisch wurden ausschließlich die Staubemissionen festgehalten, die bei der Aufnahme des Haufwerks durch den Radlader entstanden. Die Messungen starteten, sobald die Radladerschaufel in das Haufwerk eindrang. Während der Messung wurde das Messgerät in einem Abstand von ca. 4 m zum Emissionsort im Querschnitt der Staubwolke geführt. Die Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren, die aus den verwertbaren Einzelmessungen berechnet wurden, ist in der Abbildung 6-34 dargestellt. [3]





**Abbildung 6-34: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufnahme durch den Radlader im Rhyolith**

In der Tabelle 6-20 sind die statistischen Werte der aus den verwertbaren Einzelmessungen berechneten Einzelemissionsfaktoren für PM1, PM2,5 und PM10 aufgeführt.

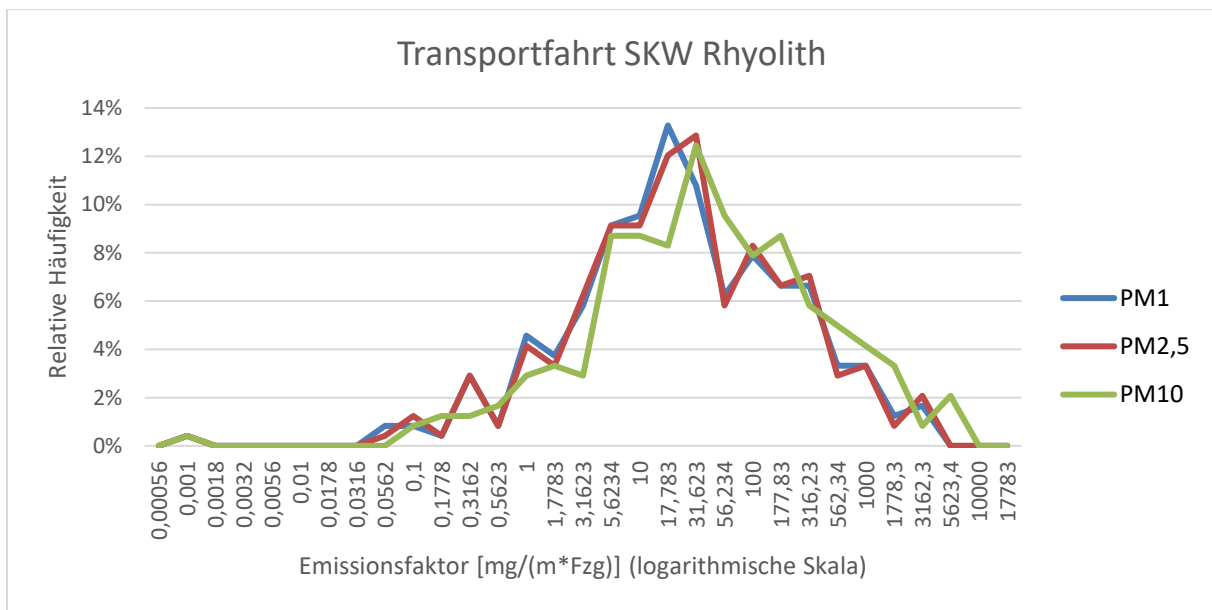
	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/t	44,24	46,09	74,98
Median	mg/t	20,24	21,32	35,28
25%-Quantil	mg/t	4,07	4,36	7,27
75%-Quantil	mg/t	55,05	58,80	99,46
Quartilsdifferenz	mg/t	50,98	54,44	92,18
Maximum	mg/t	528,6	547,0	900,8
Minimum	mg/t	0,019	0,020	0,028
Spannweite	mg/t	528,6	547,0	900,8

**Tabelle 6-20: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufnahme durch den Radlader im Rhyolith [3]**

### Förderbetrieb mit SKW – Transportfahrt

Das Material wurde in dem Rhyolithbetrieb mit SKW gefördert. Das Gewicht der Maschinen betrug 50 t und mit Ladung 112 t. Die Fahrbahnoberfläche setzte sich in geringem Maße aus anstehendem Gebirge und größtenteils aus grob- bis feinkörnigem, aus der Gewinnung

stammendem Material zusammen. Erfasst wurden die Staubemissionen, die durch die Fahrbewegung der Transportfahrt hervorgerufen wurden. Dazu befand sich ein Messgerät auf der Leeseite in etwa 2 m Entfernung zur Fahrbahn. Die Messungen starteten unmittelbar nach der Durchfahrt der SKW. Sie wurden an Fahrbahnabschnitten vorgenommen, an denen sich die Staubemissionen möglichst rechtwinklig zur Fahrtrichtung der SKW ausdehnten. Während der Messungen wurde das Messgerät manuell vertikal durch die Staubfahne geführt. Aus den verwertbaren Einzelmessungen wurden Einzelemissionsfaktoren für PM1, PM2,5 und PM10 bestimmt, deren Häufigkeitsverteilung die Abbildung 6-35 darstellt. [3]



**Abbildung 6-35: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der SKW im Rhyolith**

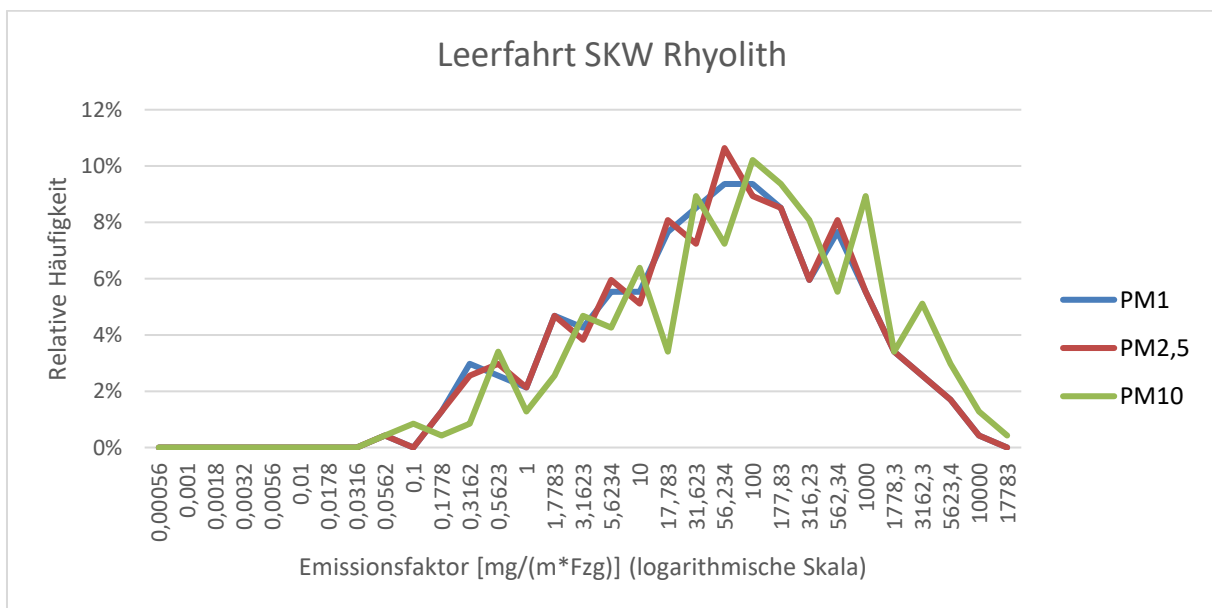
Die Tabelle 6-21 enthält die statistischen Werte der Einzelemissionsfaktoren der Transportfahrt der SKW.

	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m*Fzg)	128,7	130,9	229,0
Median	mg/(m*Fzg)	17,14	17,72	26,60
25%-Quantil	mg/(m*Fzg)	4,10	4,10	6,60
75%-Quantil	mg/(m*Fzg)	75,22	75,73	128,3
Quartilsdifferenz	mg/(m*Fzg)	71,12	71,64	121,7
Maximum	mg/(m*Fzg)	2406	2421	4436
Minimum	mg/(m*Fzg)	0	0	0
Spannweite	mg/(m*Fzg)	2406	2421	4436

**Tabelle 6-21: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der SKW im Rhyolith [3]**

### Förderbetrieb mit SKW - Leerfahrt

Auch bei der Leerfahrt wurden Staubemissionen gemessen, die durch die Fahrbewegung verursacht wurden. Die Beschaffenheit der Fahrbahn und die Durchführung der Messungen waren wie bei der Transportfahrt. Die Einzelemissionsfaktoren wurden aus den verwertbaren Einzelmessungen berechnet. [3] Für die Fraktionen (PM1, PM2,5 und PM10) sind die Häufigkeitsverteilungen der Einzelemissionsfaktoren in Abbildung 6-36 dargestellt.



**Abbildung 6-36: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der SKW im Rhyolith**

Die Spannweite der Einzelemissionsfaktoren der Leerfahrt, die in der Tabelle 6-22 dargestellt ist, beträgt für PM10 14.282 mg/(m\*Fzg) [3].

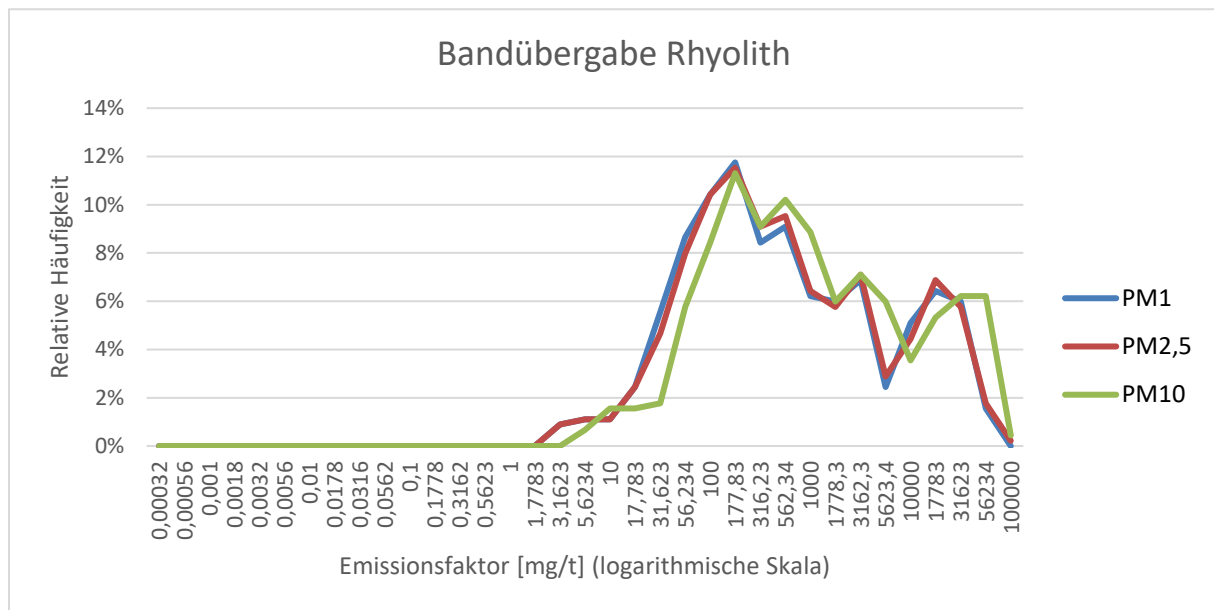
	<b>Einheit</b>	<b>PM1</b>	<b>PM2,5</b>	<b>PM10</b>
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m*Fzg)	328,6	335,6	597,4
Median	mg/(m*Fzg)	38,35	38,93	69,89
25%-Quantil	mg/(m*Fzg)	6,51	6,60	9,84
75%-Quantil	mg/(m*Fzg)	232,6	239,9	433,4
Quartilsdifferenz	mg/(m*Fzg)	226,1	233,3	423,5
Maximum	mg/(m*Fzg)	9447	9470	14282
Minimum	mg/(m*Fzg)	0,048	0,053	0,035
Spannweite	mg/(m*Fzg)	9447	9470	14282

**Tabelle 6-22: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der SKW im Rhyolith [3]**

Beim Vergleich der Quartilsdifferenzen und Spannweiten der Transport- und Leerfahrt der SKW wird ersichtlich, dass die Einzelemissionsfaktoren der Leerfahrt größere Werte annehmen und die Streuung stärker ist. [3]

## **Bandübergabe**

Bei der mobilen Brechanlage wurde das Material von einem Förderband auf ein anderes übergeben. Die Materialübergabe erfolgte ca. 1 m im freien Fall. Ein ca. 0,8 m hoher Trichter diente zur Aufgabe des Materials auf das nachfolgende Band. Zur Emissionserfassung wurde ein Messgerät auf einem Stativ in einem Abstand von ca. 1 m zum Emissionsort so positioniert, dass es über den Trichter hinaus in die Staubfahne ragte. In den ersten Monaten erfolgte keine Bewässerung des Materials vor der Bandübergabe, in den letzten Monaten wurde eine Materialbewässerung durchgeführt. Aus den verwertbaren Einzelmessungen wurden für die Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 Einzelemissionsfaktoren ermittelt. [3] Die Abbildung 6-37 stellt die Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren dar.



**Abbildung 6-37: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Bandübergabe im Rhyolith**

Die Einzelemissionsfaktoren für PM10 reichen von 3,83 mg/t bis 85.343 mg/t [3]. Die Tabelle 6-23 enthält die Werte der statistischen Auswertung der Einzelemissionsfaktoren der Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10.

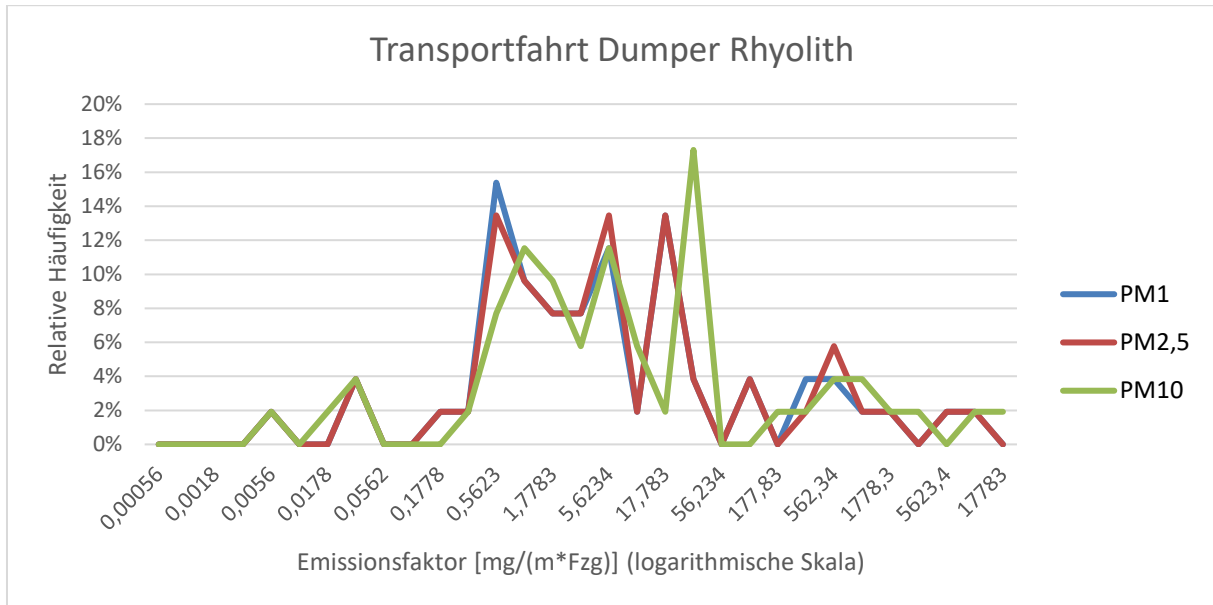
	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/t	3764	3861	6081
Median	mg/t	305,7	327,1	549,9
25%-Quantil	mg/t	75,78	81,89	128,1
75%-Quantil	mg/t	2254	2341	3745
Quartilsdifferenz	mg/t	2178	2260	3617
Maximum	mg/t	55691	56977	85343
Minimum	mg/t	2,29	2,72	3,83
Spannweite	mg/t	55689	56974	85339

**Tabelle 6-23: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Bandübergabe im Rhyolith [3]**

### **Abraumbetrieb mit Dumpern – Transportfahrt**

Beim Abraumbetrieb mit Dumpern wurden die Staubemissionen, die bei der Fahrt durch den Tagebau auf Rhyolith entstanden, auf die gleiche Weise wie bei den Fahrten mit den SKW

festgehalten. Die Beschaffenheit der Fahrbahn war vergleichbar. Aus den verwertbaren Einzelmessungen ließen sich für die Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 Einzelemissionsfaktoren bestimmen, deren Häufigkeitsverteilung aus der Abbildung 6-38 ersichtlich ist. [3]



**Abbildung 6-38: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der Dumper im Rhyolith**

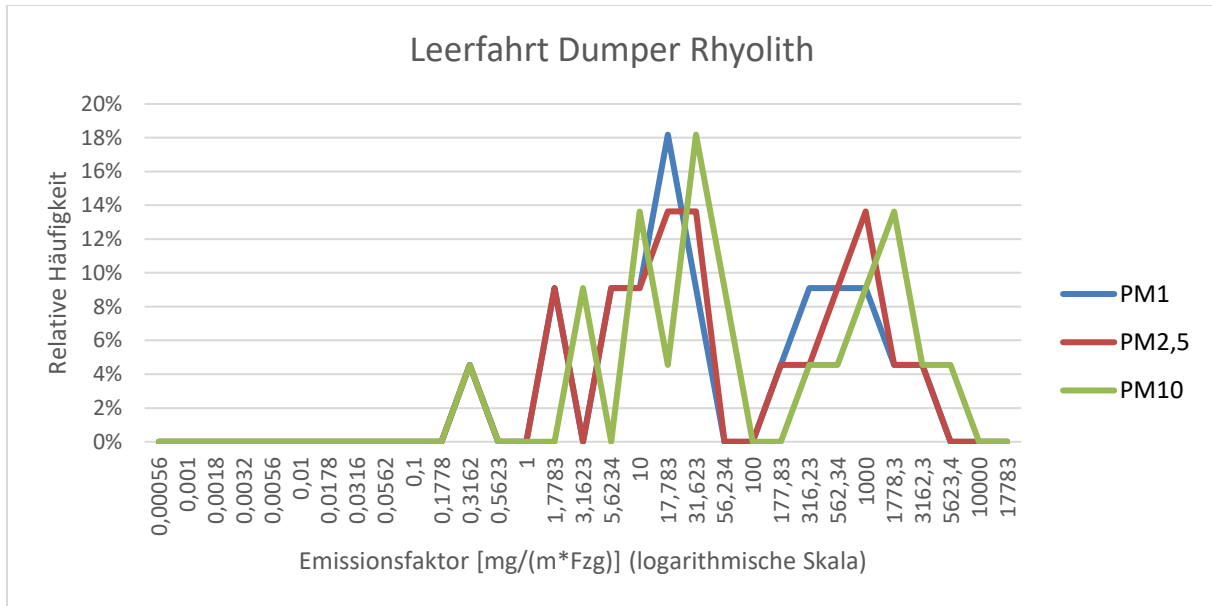
In der Tabelle 6-24 sind die statistischen Werte der Einzelemissionsfaktoren enthalten.

	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m*Fzg)	299,9	305,7	511,3
Median	mg/(m*Fzg)	3,21	3,31	4,10
25%-Quantil	mg/(m*Fzg)	0,57	0,62	0,85
75%-Quantil	mg/(m*Fzg)	16,36	16,56	24,35
Quartilsdifferenz	mg/(m*Fzg)	15,79	15,94	23,50
Maximum	mg/(m*Fzg)	8651	8738	13792
Minimum	mg/(m*Fzg)	0,004	0,004	0,004
Spannweite	mg/(m*Fzg)	8651	8738	13792

**Tabelle 6-24: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der Dumper im Rhyolith [3]**

### Abraumbetrieb mit Dumpern – Leerfahrt

Gemessen wurden auch die Staubemissionen, die bei der Rückfahrt durch den Tagebau auf Rhyolith entstanden. Die Messdurchführung und die Fahrbahnbeschaffenheit entsprachen denen der Transport- und Leerfahrten der SKW. Für die Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 wurden Einzelemissionsfaktoren aus den verwertbaren Einzelmessungen bestimmt. [3] Die Abbildung 6-39 zeigt die Verteilung ihrer Häufigkeit.



**Abbildung 6-39: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der Dumper im Rhyolith**

In der Tabelle 6-25 sind u.a. die statistischen Werte der aus den verwertbaren Einzelmessungen berechneten Einzelemissionsfaktoren der Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 dargestellt.

	<b>Einheit</b>	<b>PM1</b>	<b>PM2,5</b>	<b>PM10</b>
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m*Fzg)	281,9	290,2	496,0
Median	mg/(m*Fzg)	19,16	19,52	32,83
25%-Quantil	mg/(m*Fzg)	7,43	7,45	8,90
75%-Quantil	mg/(m*Fzg)	329,4	345,7	604,3
Quartilsdifferenz	mg/(m*Fzg)	322,0	338,3	595,4
Maximum	mg/(m*Fzg)	1938	1978	3173
Minimum	mg/(m*Fzg)	0,19	0,19	0,29
Spannweite	mg/(m*Fzg)	1938	1978	3173

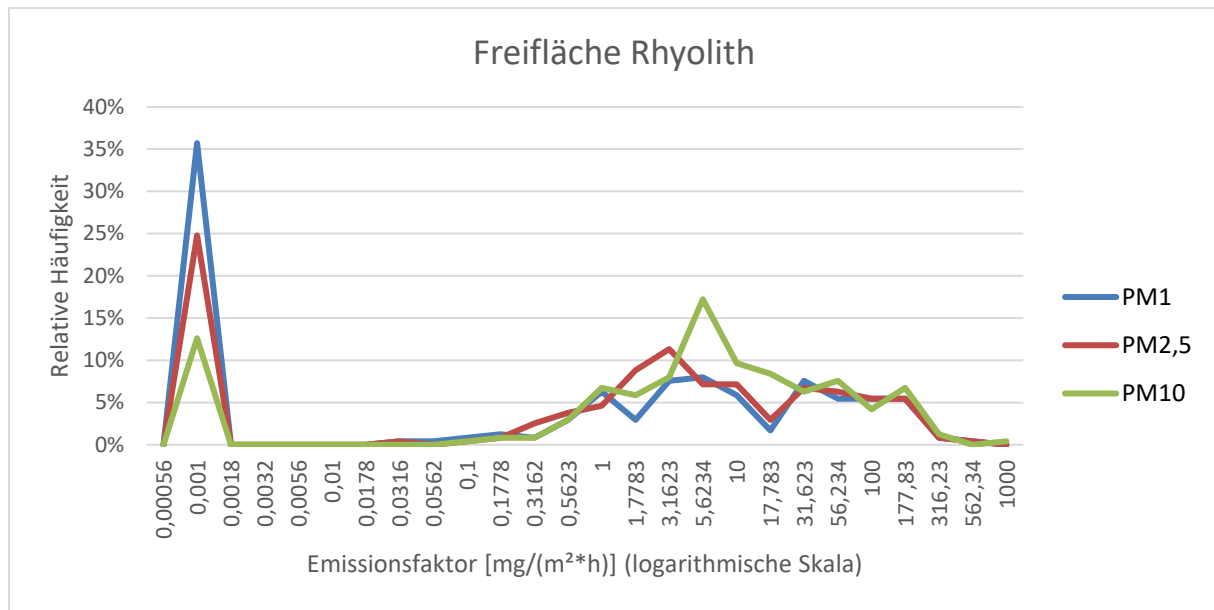
Tabelle 6-25: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der Dumper im Rhyolith

[3]

### Abwehungen von freien Tagebauflächen

Im Rhyolithbetrieb wurden auch jene Emissionen, die durch Abwehungen von freien Flächen im Tagebau entstanden, gemessen. Dazu wurden in Windrichtung an den Anfang und das Ende einer freien Fläche im Tagebau die Messgeräte auf etwa 1,5 m hohe Stative platziert. Die Messung der jeweiligen Staubkonzentrationen erfolgte zeitgleich. Einzelemissionsfaktoren für die Staubfraktionen (PM1, PM2,5 und PM10) wurden berechnet. [3] Ihre Häufigkeitsverteilung gibt die Abbildung 6-40 wieder.





**Abbildung 6-40: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Rhyolith**

Die Einzelemissionsfaktoren für PM10 liegen, wie in der Tabelle 6-26 dargestellt, zwischen 0 mg/(m²\*h) und 681,4 mg/(m²\*h) [3].

	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m²*h)	19,69	20,43	25,36
Median	mg/(m²*h)	1,48	2,27	4,67
25%-Quantil	mg/(m²*h)	0	0,04	1,03
75%-Quantil	mg/(m²*h)	17,66	18,28	21,66
Quartilsdifferenz	mg/(m²*h)	17,66	18,24	20,64
Maximum	mg/(m²*h)	424,0	430,4	681,4
Minimum	mg/(m²*h)	0	0	0
Spannweite	mg/(m²*h)	424,0	430,4	681,4

**Tabelle 6-26: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Rhyolith [3]**

### Anteil der Staubfraktionen an PM10

Im Rhyolith hat die Staubfraktionen PM1 einen Anteil von 55 % bis 77,7 % an der Staubfraktion PM10 und die Staubfraktion PM2,5 einen Anteil von 56,2 % bis 80,6 % (siehe Tabelle 6-27). Die Anteile der Fraktionen (PM1 und PM2,5) an PM10 sind bei Transport- und

Leerfahrten am niedrigsten und bei Emissionen, die von freien Tagebauflächen ausgehen, am höchsten. [3]

	<b>Anteil PM1 an PM10</b>	<b>Anteil PM2,5 an PM10</b>
Bohrbetrieb	64,5 %	65,9 %
Materialaufnahme	59,0 %	61,5 %
Transportfahrt SKW	56,2 %	57,2 %
Leerfahrt SKW	55,0 %	56,2 %
Bandübergabe	61,9 %	63,5 %
Transportfahrt Dumper	58,7 %	59,8 %
Leerfahrt Dumper	56,8 %	58,5 %
Freifläche	77,7 %	80,6 %
Gesamt	62,0 %	63,7 %

**Tabelle 6-27: Anteil der Staubfraktionen PM1 und PM2,5 an PM10 im Rhyolith [3]**

## 6.2.6 Wetterdaten Rhyolith

### Temperatur

Die im Rhyolithbetrieb gemessenen Temperaturen liegen zwischen 0,1 °C und 41,1 °C. Die höchsten Temperaturen wurden bei der Materialaufnahme durch einen Radlader gemessen. Die arithmetischen Mittelwerte reichen von 6,2 °C bis 15,2 °C. Die Temperaturen, die bei der Transport- und Leerfahrt der Dumper festgehalten wurden, liegen im arithmetischen Mittel um mindestens 5,6 °C bzw. 3,1 °C unter den erfassten Temperaturen der übrigen Betriebsvorgänge. Der Grund dafür ist, dass der Abraum im Rhyolithbetrieb nur bis Ende April verbracht wurde. Die nach Betriebsvorgängen geordnete Verteilung der Temperaturen ist in der Abbildung 6-41 abgebildet.

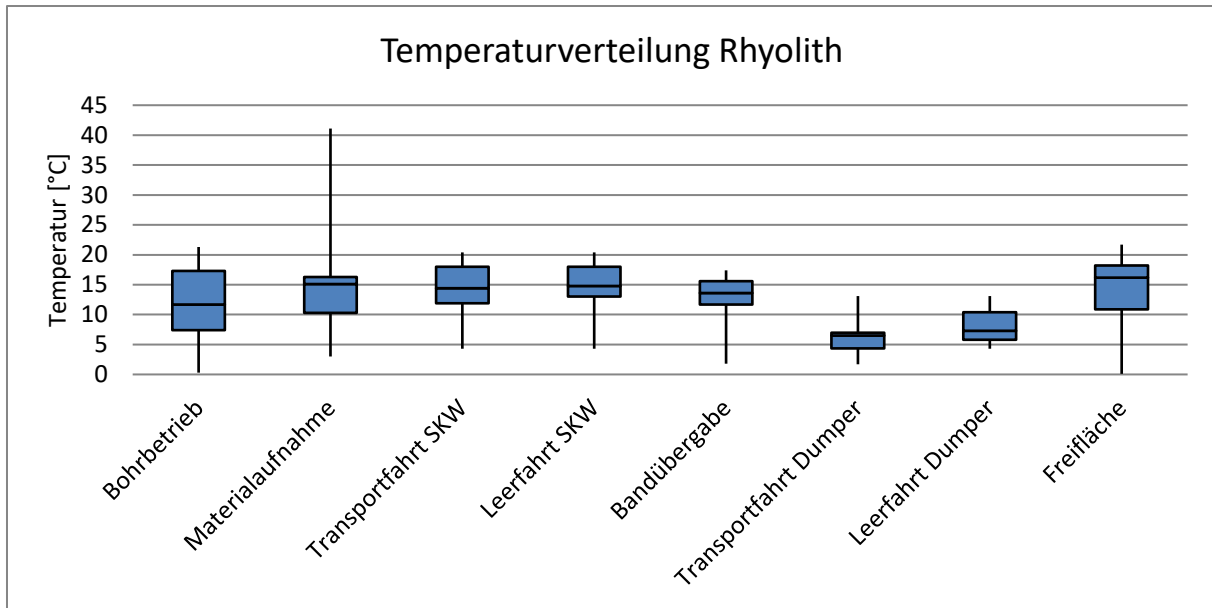


Abbildung 6-41: Temperaturverteilung im Rhyolith

### Relative Luftfeuchtigkeit

Die relative Luftfeuchtigkeit, die im Untersuchungszeitraum im Rhyolithbetrieb gemessen wurde, bewegt sich zwischen 12,7 % und 95,0 %. Die Verteilung der relativen Luftfeuchtigkeit ist der Abbildung 6-42 zu entnehmen.

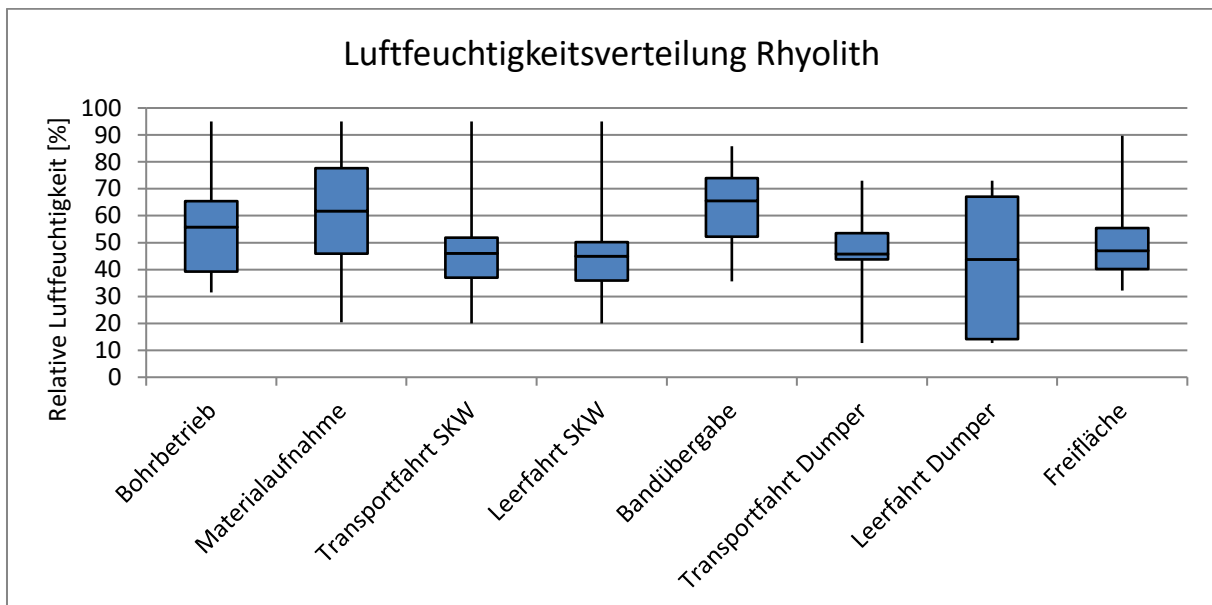


Abbildung 6-42: Luftfeuchtigkeitsverteilung im Rhyolith

## Windgeschwindigkeit

Die im Rhyolithbetrieb gemessenen Windgeschwindigkeiten liegen zwischen 0,01 m/s und 7,71 m/s. Die Verteilung der Windgeschwindigkeiten ist nach Betriebsvorgängen geordnet in der Abbildung 6-43 aufgeführt.

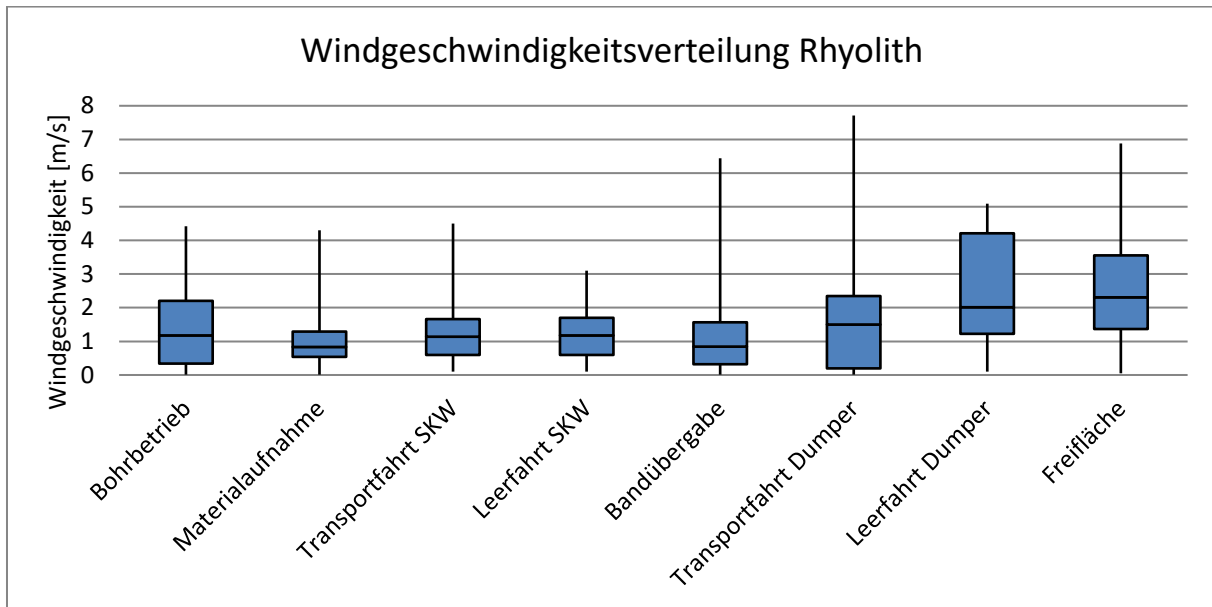


Abbildung 6-43: Windgeschwindigkeitsverteilung im Rhyolith

Die durchschnittlich größten Windgeschwindigkeiten traten auf den exponierten Tagebauflächen auf. Vor den Abbauwänden hingegen wurden im Durchschnitt die geringsten Windgeschwindigkeiten erfasst.

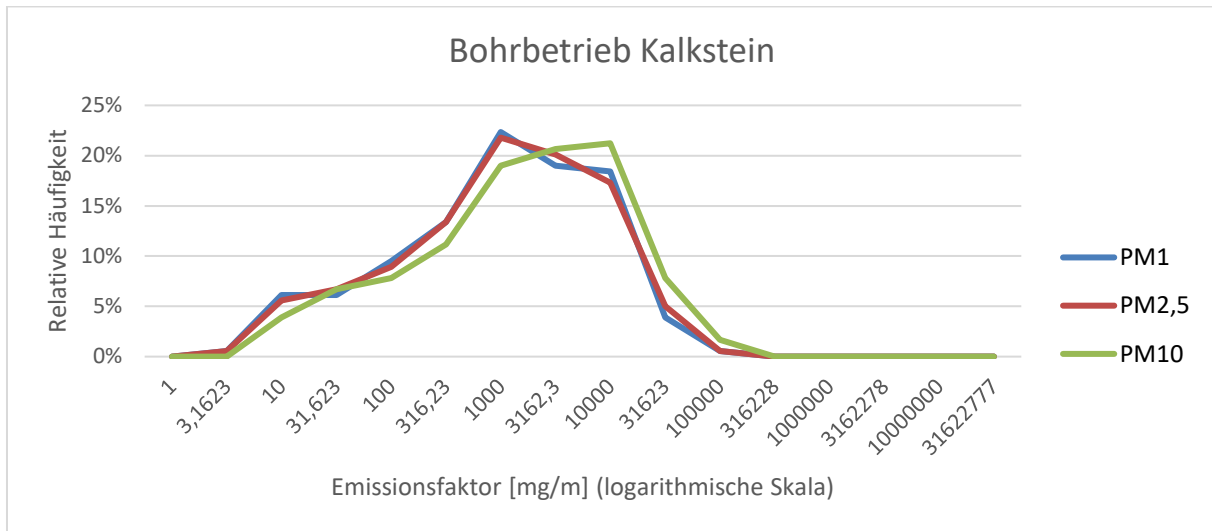
## 6.2.7 Kalkstein

Im Kalksteinbetrieb wurden im Untersuchungszeitraum an 19 Messtagen 1.261 verwertbare Einzelmessungen durchgeführt [3].

### Bohrbetrieb

Im Kalksteinbetrieb lag der Bohrvortrieb bei 40 m/h bei einem Bohrlochdurchmesser von 95 mm. Zum Erfassen der Staubemissionen, die beim Bohrvorgang entstanden, wurde das Messgerät je nach Staubkonzentration in einem Abstand von etwa 2 m bis 10 m durch den Querschnitt der Staubfahne geführt. Der Abstand zum Emissionsort wurde bei

Staubkonzentrationen, die für das Messgerät zu hoch waren, vergrößert, da bei einer größeren Entfernung die Ausdehnung der Staubfahne zu- und die Staubkonzentration abnimmt. Aus den verwertbaren Einzelmessungen wurden für die Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 Einzelemissionsfaktoren bestimmt. [3] Ihre Häufigkeitsverteilung ist in der Abbildung 6-44 dargestellt.



**Abbildung 6-44: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren beim Bohrbetrieb im Kalkstein**

Die Werte der Einzelemissionsfaktoren für PM10 bewegen sich zwischen 3,51 mg/m und 94.364 mg/m (siehe Tabelle 6-28) [3].

	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/m	2943	3023	4662
Median	mg/m	696,8	707,7	1061
25%-Quantil	mg/m	134,9	140,7	198,5
75%-Quantil	mg/m	3034	3110	4321
Quartilsdifferenz	mg/m	2899	2970	4122
Maximum	mg/m	51198	52824	94364
Minimum	mg/m	1,98	2,03	3,51
Spannweite	mg/m	51196	52822	94360

**Tabelle 6-28: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren beim Bohrbetrieb im Kalkstein [3]**

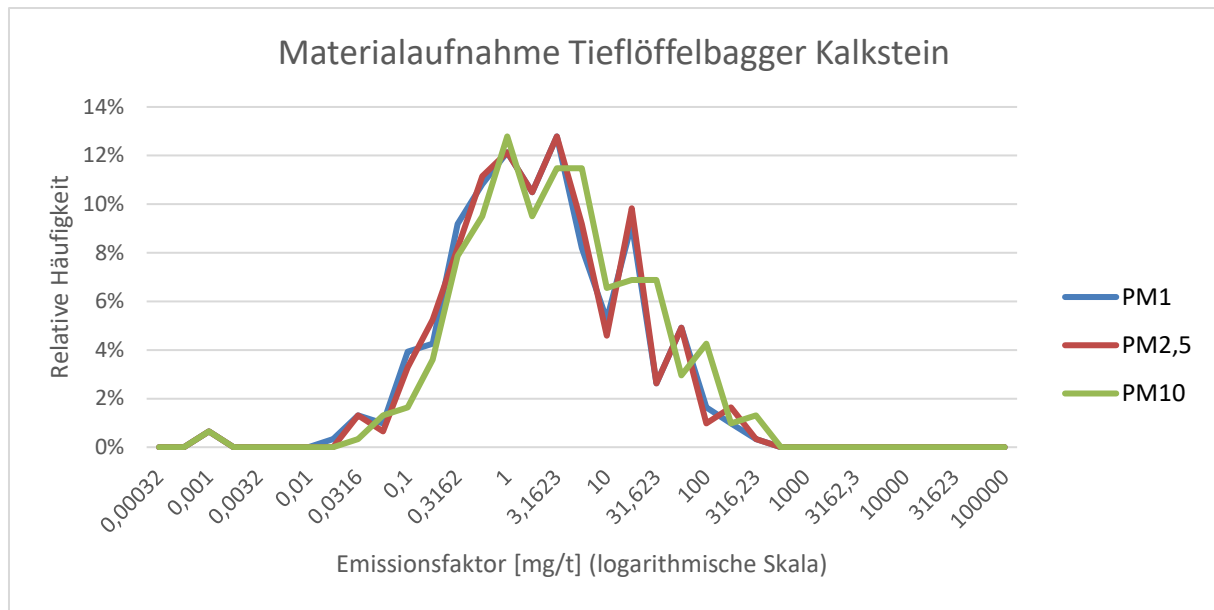
## Materialaufnahme

Im Kalksteinbetrieb wurde das Material von einem Tieflöffelbagger mit einer 5,8 m<sup>3</sup> Schaufel aufgenommen (siehe Abbildung 6-45). Gemessen wurden die Staubemissionen, die unmittelbar bei der Materialaufnahme aus dem Haufwerk entstanden. Die Leemessungen fanden in einem Abstand von 5 m bis 20 m statt. Durch den Einsatzort des Tieflöffelbaggers auf dem Haufwerk und das Beladen der SKW war eine kürzere Distanz aus sicherheitstechnischen Gründen nicht zu realisieren. [3]



**Abbildung 6-45: Materialaufnahme des Tieflöffelbaggers im Kalkstein**

Die Messungen begannen, sobald die Staubemissionen das Messgerät auf der Leeseite erreichten. Aus den verwertbaren Einzelmessungen wurden Einzelemissionsfaktoren für PM<sub>1</sub>, PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub> berechnet, über ihre Häufigkeitsverteilung informiert Abbildung 6-46. [3]



**Abbildung 6-46: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufnahme durch den Tieflöffelbagger im Kalkstein**

Die Tabelle 6-29 enthält die statistischen Werte der Einzelemissionsfaktoren.

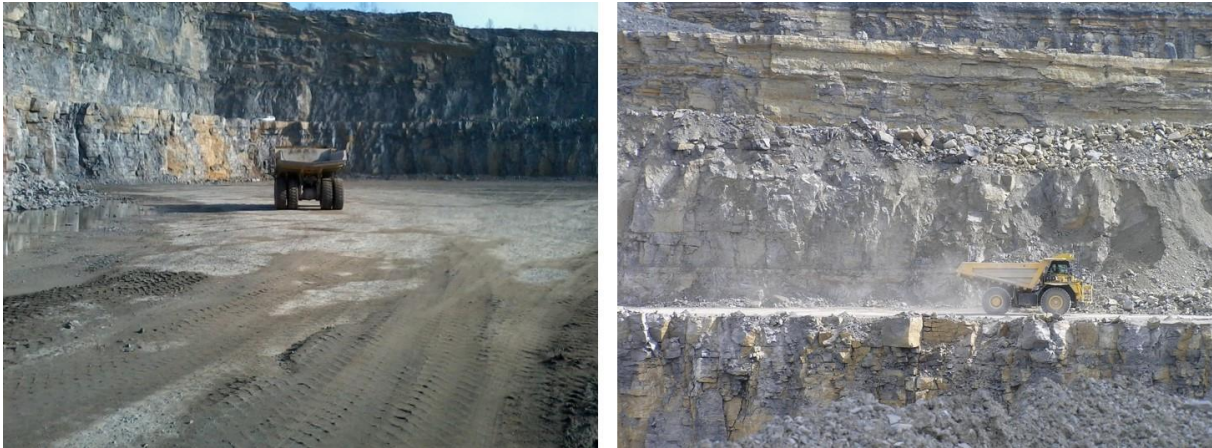
	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/t	8,91	9,34	12,29
Median	mg/t	1,28	1,40	2,03
25%-Quantil	mg/t	0,41	0,43	0,56
75%-Quantil	mg/t	5,31	5,43	8,29
Quartilsdifferenz	mg/t	4,91	5,00	7,73
Maximum	mg/t	202,8	212,2	278,2
Minimum	mg/t	0	0	0
Spannweite	mg/t	202,8	212,2	278,2

**Tabelle 6-29: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufnahme durch den Tieflöffelbagger im Kalkstein [3]**

### Förderbetrieb mit SKW – Transportfahrt

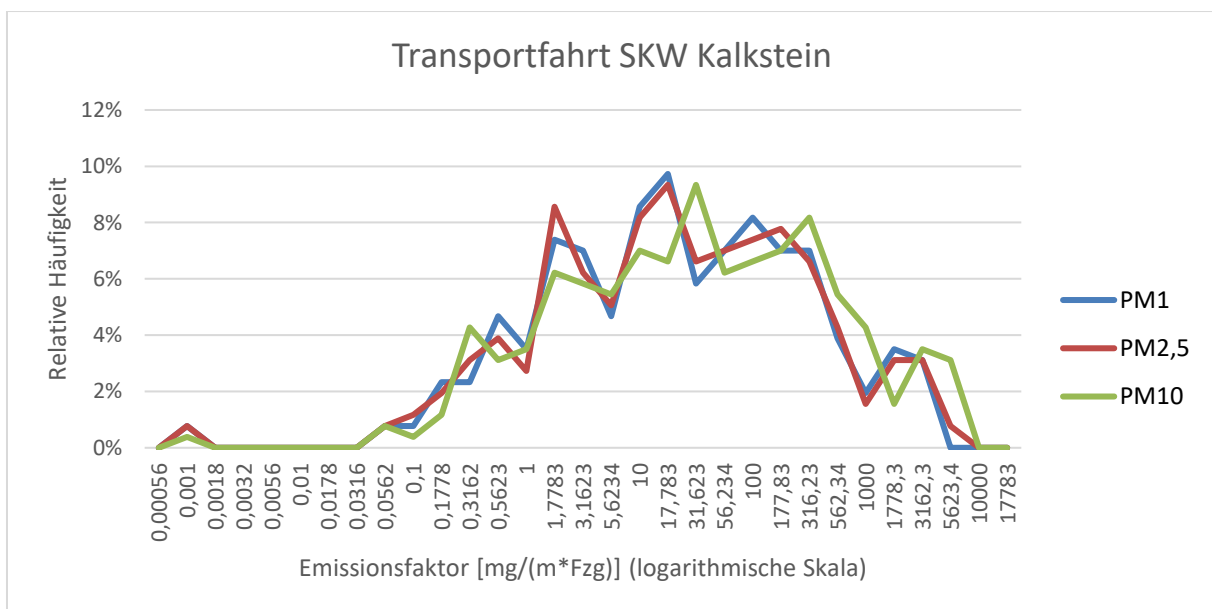
Das Material wurde in dem Kalksteinbetrieb mit SKW zur Aufbereitung gefördert (siehe Abbildung 6-47). Die Maschinen wogen 47 t. Mit Ladung betrug das Gesamtgewicht rund 97 t. Die Staubemissionen, die durch die Fahrbewegung bei der Transportfahrt entstanden, wurden

in Bereichen der Fahrbahn, in denen sich die Staubfahne möglichst rechtwinklig zur Fahrbewegung der SKW ausbreitete, erfasst. [3]



**Abbildung 6-47: Leerfahrt (links) und Transportfahrt (rechts) der SKW**

Die Distanz des Messgeräts auf der Leeseite zum Emissionsort lag bei 2 m bis 4 m. Die Messungen begannen, sobald ein SKW die Messstelle durchfahren hatte. Während der Messungen wurde das Messgerät manuell vertikal durch die Staubfahne geführt. Aus den verwertbaren Einzelmessungen wurden für die Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 Einzelemissionsfaktoren bestimmt. [3] Ihre Häufigkeitsverteilung zeigt die Abbildung 6-48.



**Abbildung 6-48: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der SKW im Kalkstein**

Die Einzelemissionsfaktoren bewegen sich zwischen 0 mg/(m\*Fzg) und 5.098 mg/(m\*Fzg) (siehe Tabelle 6-30) [3].

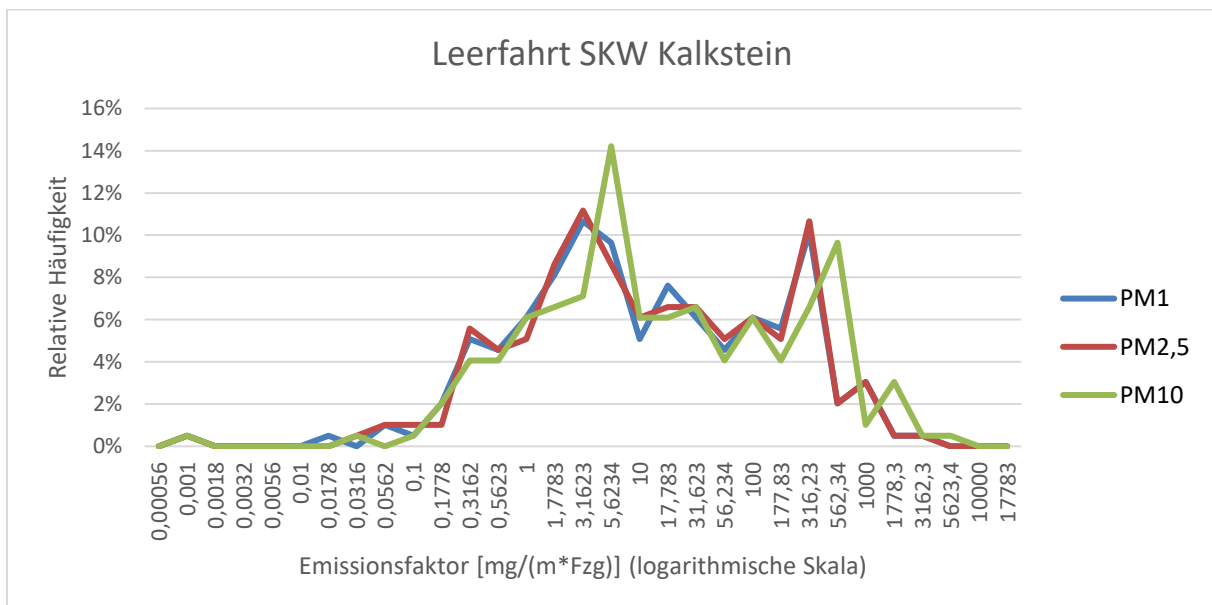


	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m*Fzg)	200,3	208,2	328,1
Median	mg/(m*Fzg)	15,29	15,74	22,62
25%-Quantil	mg/(m*Fzg)	2,12	2,16	2,83
75%-Quantil	mg/(m*Fzg)	118,7	122,6	196,8
Quartilsdifferenz	mg/(m*Fzg)	116,5	120,5	194,0
Maximum	mg/(m*Fzg)	3160	3297	5098
Minimum	mg/(m*Fzg)	0	0	0
Spannweite	mg/(m*Fzg)	3160	3297	5098

**Tabelle 6-30: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der SKW im Kalkstein [3]**

### Förderbetrieb mit SKW – Leerfahrt

Entsprechend den Messbedingungen bei der Transportfahrt wurden auch die Staubemissionen erfasst, die durch die Fahrbewegungen bei der Leerfahrt entstanden. Die Häufigkeitsverteilung der aus den Einzelmessungen errechneten Einzelemissionsfaktoren für PM1, PM2,5 und PM10 zeigt Abbildung 6-49. [3]



**Abbildung 6-49: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der SKW im Kalkstein**

Die Spannweite der Einzelemissionsfaktoren liegt bei 3.974 mg/(m\*Fzg) (siehe Tabelle 6-31) [3].

	<b>Einheit</b>	<b>PM1</b>	<b>PM2,5</b>	<b>PM10</b>
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m*Fzg)	88,91	92,69	146,5
Median	mg/(m*Fzg)	6,14	6,28	8,76
25%-Quantil	mg/(m*Fzg)	1,54	1,58	1,93
75%-Quantil	mg/(m*Fzg)	68,12	69,29	100,4
Quartilsdifferenz	mg/(m*Fzg)	66,58	67,70	98,51
Maximum	mg/(m*Fzg)	2251	2311	3974
Minimum	mg/(m*Fzg)	0	0	0
Spannweite	mg/(m*Fzg)	2251	2311	3974

**Tabelle 6-31: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der SKW im Kalkstein [3]**

Die erfassten Staubfraktionen weisen bei der Transportfahrt der SKW größere Quartilsdifferenzen und Spannweiten auf als bei der Leerfahrt. Die Einzelemissionsfaktoren der Transportfahrt streuen somit stärker. Ursächlich dafür sind höhere Werte und ihre größere Häufigkeit. [3]

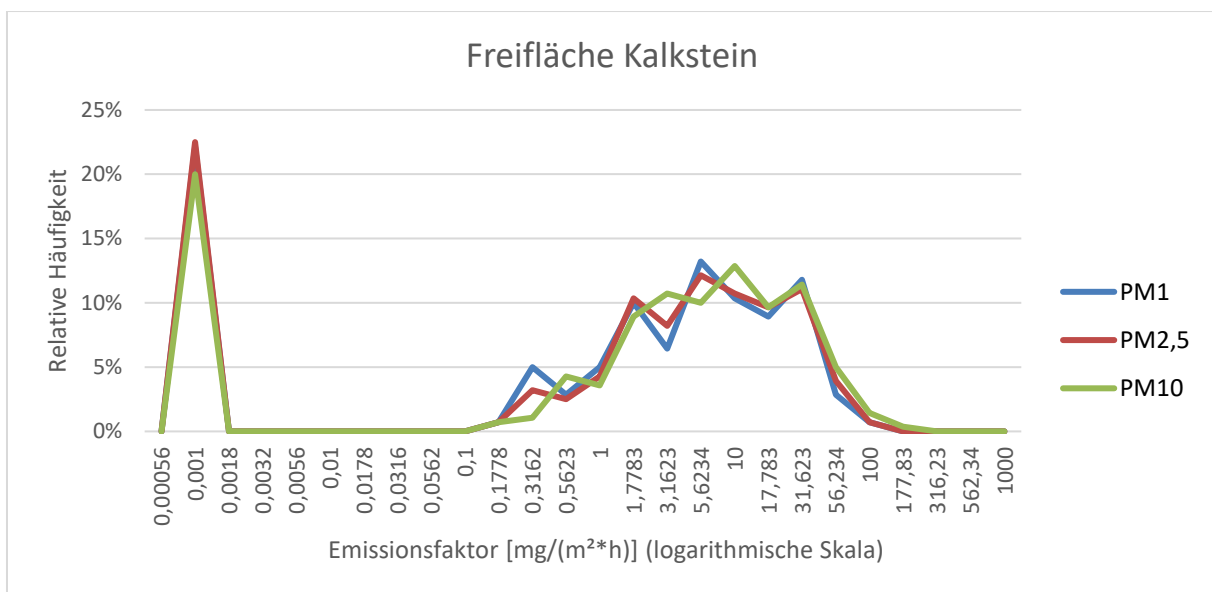
### **Abwehungen von freien Tagebauflächen**

Neben den Staubemissionen, die bei den Betriebsvorgängen entstanden, wurden im Kalksteinbetrieb auch die Staubemissionen, deren Ursache in Abwehungen von freien Flächen im Tagebau lag, gemessen. Dazu wurde jeweils ein Messgerät in Windrichtung an den Anfang und an das Ende einer freien Tagebaufläche mit einem Stativ in etwa 1,5 m Höhe positioniert (siehe Abbildung 6-50). [3]



**Abbildung 6-50: Abwehungen von freien Tagebauflächen**

Die Messung der jeweiligen Staubkonzentration wurde zeitgleich mit beiden Geräten durchgeführt. Die Einzelemissionsfaktoren für die Staubfraktionen (PM1, PM2,5 und PM10) wurden aus den verwertbaren Einzelmessungen bestimmt. [3] Die Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren ist in der Abbildung 6-51 dargestellt.



**Abbildung 6-51: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Kalkstein**

Die Tabelle 6-32 enthält die statistischen Werte der ermittelten Einzelemissionsfaktoren der Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10.

	<b>Einheit</b>	<b>PM1</b>	<b>PM2,5</b>	<b>PM10</b>
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m <sup>2</sup> *h)	7,27	7,62	9,33
Median	mg/(m <sup>2</sup> *h)	2,54	2,89	3,41
25%-Quantil	mg/(m <sup>2</sup> *h)	0,23	0,26	0,47
75%-Quantil	mg/(m <sup>2</sup> *h)	9,66	10,17	11,54
Quartilsdifferenz	mg/(m <sup>2</sup> *h)	9,43	9,91	11,07
Maximum	mg/(m <sup>2</sup> *h)	73,53	78,00	122,7
Minimum	mg/(m <sup>2</sup> *h)	0	0	0
Spannweite	mg/(m <sup>2</sup> *h)	73,53	78,00	122,7

**Tabelle 6-32: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Kalkstein [3]**

### Anteil der Staubfraktionen an PM10

Der jeweilige Anteil der Staubfraktion PM1 an der Staubfraktion PM10 liegt im Kalkstein bei 61,1 % bis 77,9 % und der der Staubfraktion PM2,5 bei 63,3 % bis 81,6 % (siehe Tabelle 6-33). Die Anteile der Fraktionen PM1 und PM2,5 an PM10 sind bei Transport- und Leerfahrten am niedrigsten. Für Emissionen, die von freien Tagebauflächen ausgehen und bei der Materialaufnahme entstehen, ist der Anteil von PM1 und PM2,5 an PM10 am höchsten. [3]

	<b>Anteil PM1 an PM10</b>	<b>Anteil PM2,5 an PM10</b>
Bohrbetrieb	63,1 %	64,9 %
Materialaufnahme	72,5 %	76,0 %
Transportfahrt SKW	61,1 %	63,5 %
Leerfahrt SKW	60,7 %	63,3 %
Freifläche	77,9 %	81,6 %
Gesamt	68,0 %	71,0 %

**Tabelle 6-33: Anteil der Staubfraktionen PM1 und PM2,5 an PM10 im Kalkstein [3]**

## 6.2.8 Wetterdaten Kalkstein

### Temperatur

Im Kalksteinbetrieb wurden Temperaturen zwischen 1,2 °C und 29,0 °C gemessen. Die durchschnittlich höchsten Temperaturen wurden mit 15,8 °C beim Bohrbetrieb, die durchschnittlich geringsten mit 11,5 °C bei der Materialaufnahme gemessen. Die Abbildung 6-52 gibt die Verteilung der Temperaturen nach Betriebsvorgängen bzw. Staubquellen wieder.

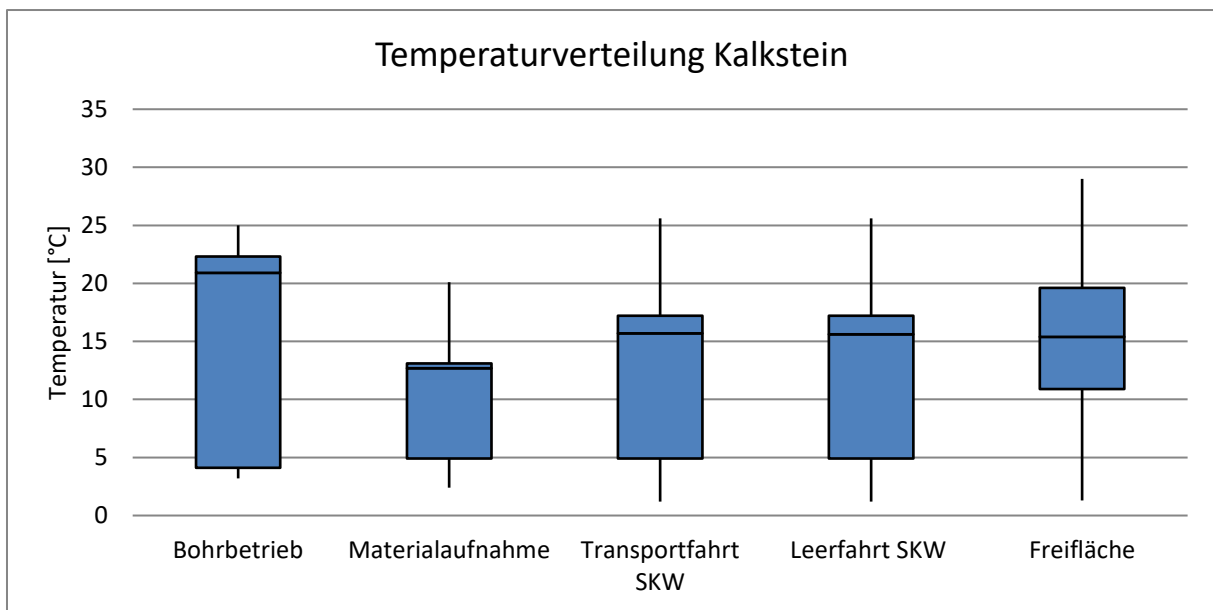
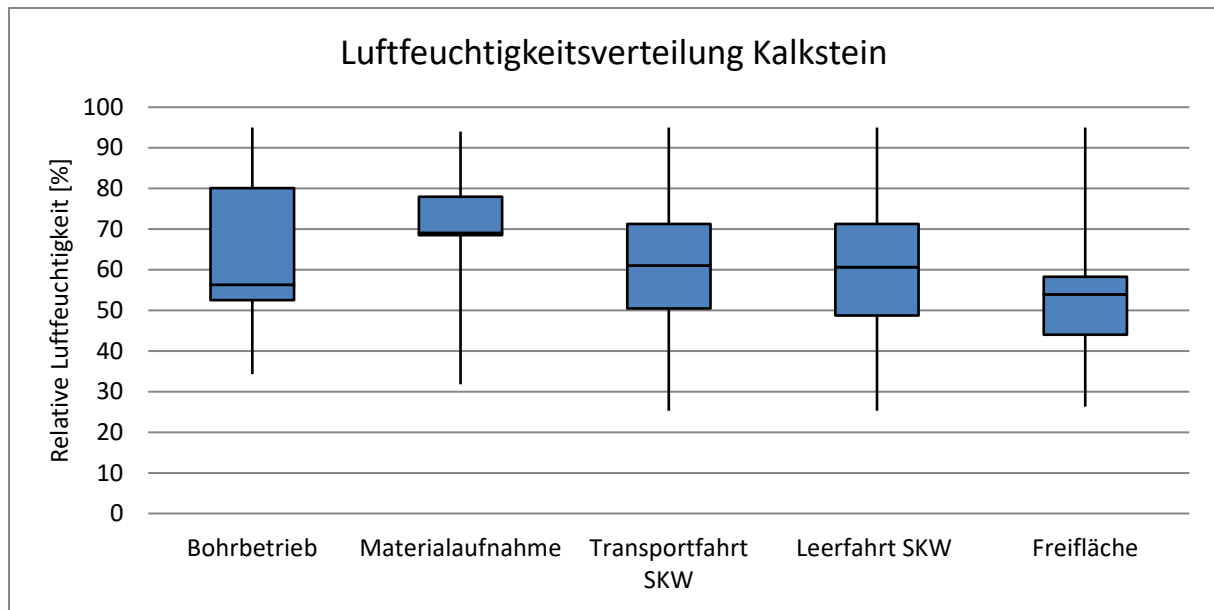


Abbildung 6-52: Temperaturverteilung im Kalkstein

### Relative Luftfeuchtigkeit

Im Kalksteinbetrieb erstreckt sich die gemessene relative Luftfeuchtigkeit von 25,3 % bis 95,0 %. Die arithmetischen Mittelwerte liegen zwischen 53,2 % und 68,8 %. Deren Verteilung ist in der Abbildung 6-53 zusammenfassend dargestellt.



**Abbildung 6-53: Luftfeuchtigkeitsverteilung im Kalkstein**

Die höchste durchschnittliche relative Luftfeuchtigkeit wurde bei der Materialaufnahme, die niedrigste auf den freien Tagebauflächen gemessen.

### Windgeschwindigkeit

Die erfasste Windgeschwindigkeit im Kalksteinbetrieb reicht von 0,07 m/s bis 7,00 m/s. Die höchsten Windgeschwindigkeiten wurden auf den freien Tagebauflächen registriert. Im Mittel ist die Windgeschwindigkeit beim Bohrbetrieb am geringsten. Die Verteilung der gemessenen Windgeschwindigkeiten ist in der Abbildung 6-54 enthalten.

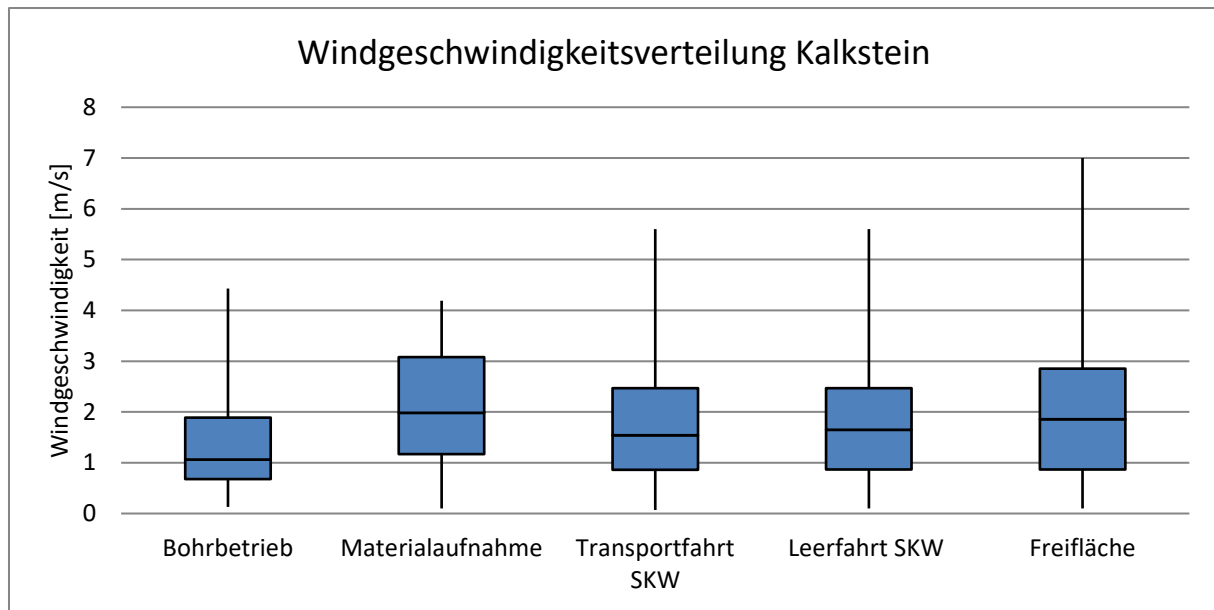


Abbildung 6-54: Windgeschwindigkeitsverteilung im Kalkstein

### 6.2.9 Gabbro

Im Gabbrobetrieb wurden im Untersuchungszeitraum an 15 Messtagen 1.496 verwertbare Einzelmessungen durchgeführt [3].

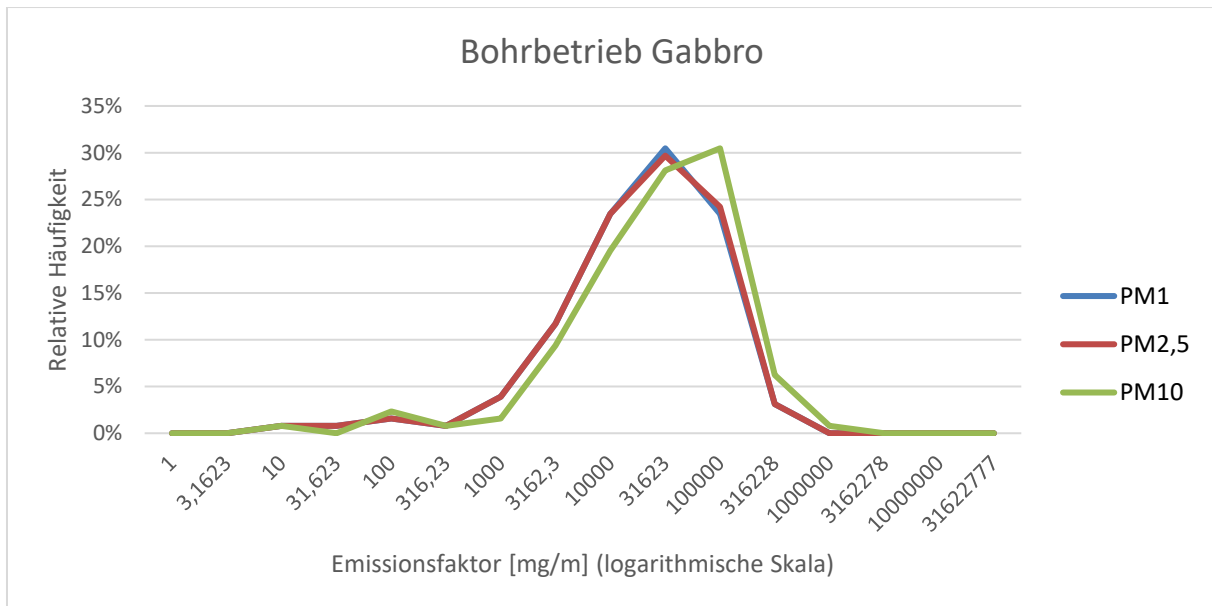
#### Bohrbetrieb

Das Bohren der Sprengbohrlöcher erfolgte im Gabbro mit zwei Bohrgeräten (siehe Abbildung 6-55). Der Bohrlochdurchmesser lag bei 115 mm, der Bohrvortrieb bei 14 m/h. [3]



**Abbildung 6-55: Bohrbetrieb im Gabbro**

Die auftretenden Staubemissionen wurden beim Bohrvorgang an beiden Geräten gemessen. Dazu wurde ein Messgerät während der Messungen im jeweils erforderlichen Abstand (in der Regel 2 m bis 10 m) zum Emissionsort manuell durch den Querschnitt der Staubfahne geführt. Für die Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 wurden Einzelemissionsfaktoren berechnet. [3] Die Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren stellt die Abbildung 6-56 dar.



**Abbildung 6-56: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren beim Bohrbetrieb im Gabbro**

Die Tabelle 6-34 enthält u.a. die Spannweite der Emissionsfaktoren.



	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/m	24402	25045	34643
Median	mg/m	14558	15037	20609
25%-Quantil	mg/m	4878	4995	7788
75%-Quantil	mg/m	33614	34236	45718
Quartilsdifferenz	mg/m	28736	29241	37930
Maximum	mg/m	187791	193944	326606
Minimum	mg/m	4,59	4,59	7,83
Spannweite	mg/m	187786	193939	326598

Tabelle 6-34: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren beim Bohrbetrieb im Gabbro [3]

### Förderbetrieb mit SKW – Transportfahrt

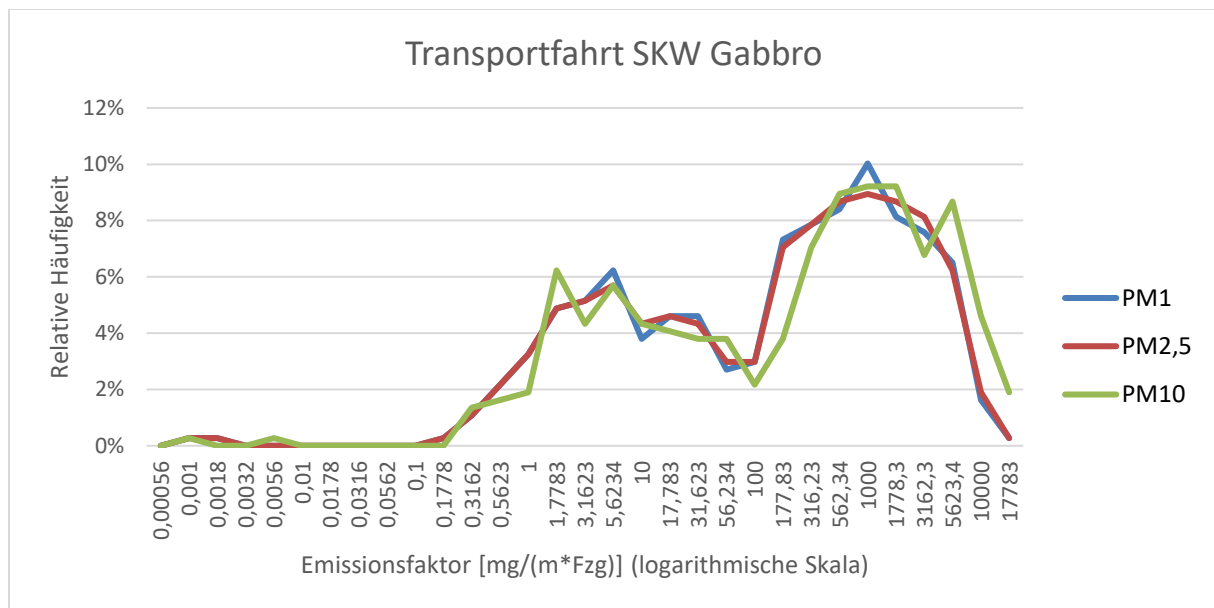
Die Förderung des Materials zur Aufbereitung erfolgte im Gabbro mit SKW (siehe Abbildung 6-57). Die Maschinen hatten leer ein Gewicht von 47 t und mit Ladung ein Gesamtgewicht von rund 105 t. [3]



Abbildung 6-57: Leerfahrt (links) und Transportfahrt (rechts) der SKW im Gabbro

Die aufgrund der Fahrbewegung bei der Transportfahrt aufgetretenen Staubemissionen wurden erfasst. Die Messungen fanden in Fahrbahnabschnitten, in denen sich die Staubfahne möglichst im rechten Winkel zur Fahrtrichtung der SKW ausbreitete, statt. Der Abstand des Messgeräts auf der Leeseite lag bei ca. 2 m bis 4 m. Die Messungen begannen unmittelbar nach der Vorbeifahrt eines SKW. Zur Erfassung der durchschnittlichen Staubkonzentration wurde das Messgerät manuell vertikal durch die Staubfahne geführt. Aus den verwertbaren

Einzelmessungen wurden für die Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 Einzelemissionsfaktoren ermittelt. [3] Ihre Häufigkeitsverteilung gibt die Abbildung 6-58 wieder.



**Abbildung 6-58: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der SKW im Gabbro**

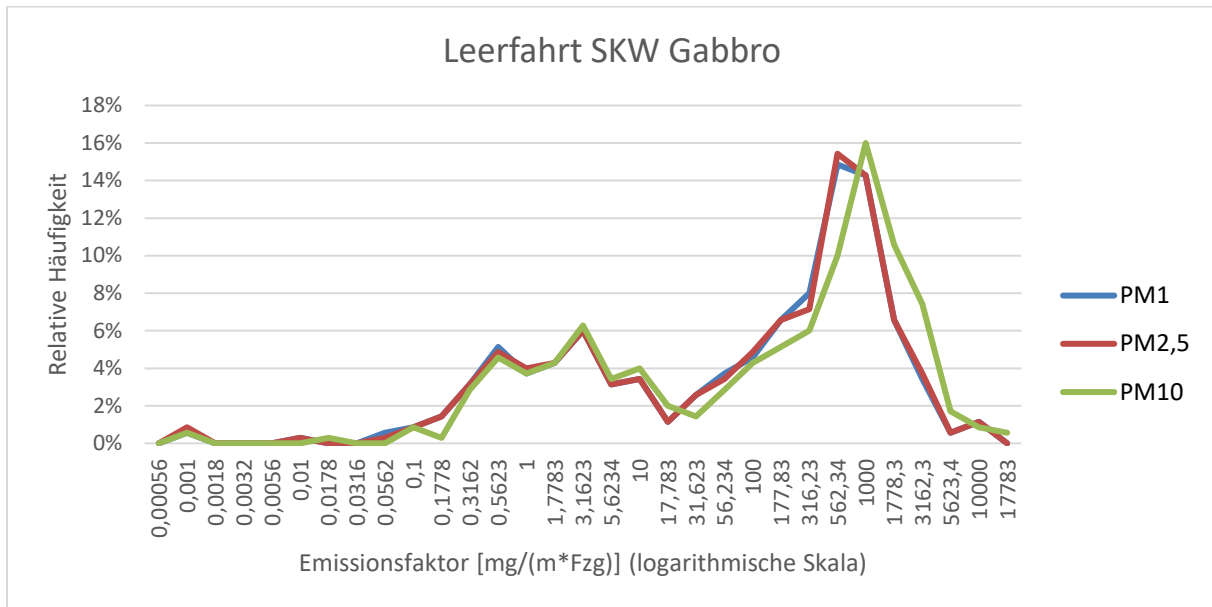
Die Tabelle 6-35 enthält die statistischen Werte der Einzelemissionsfaktoren.

	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m*Fzg)	879,0	900,3	1334
Median	mg/(m*Fzg)	187,2	191,8	280,7
25%-Quantil	mg/(m*Fzg)	6,94	7,08	8,64
75%-Quantil	mg/(m*Fzg)	975,5	1006	1517
Quartilsdifferenz	mg/(m*Fzg)	968,5	999,1	1508
Maximum	mg/(m*Fzg)	11008	11251	16770
Minimum	mg/(m*Fzg)	0	0	0
Spannweite	mg/(m*Fzg)	11008	11251	16770

**Tabelle 6-35: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Transportfahrt der SKW im Gabbro**  
[3]

## Förderbetrieb mit SKW – Leerfahrt

Die Staubemissionen der Leerfahrt wurden auf die gleiche Weise messtechnisch erfasst wie die der Transportfahrt. Die Häufigkeitsverteilung der aus den Einzelmessungen ermittelten Einzelemissionsfaktoren für PM1, PM2,5 und PM10 stellt die Abbildung 6-59 dar. [3]



**Abbildung 6-59: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der SKW im Gabbro**

In der Tabelle 6-36 sind die statistischen Werte der Einzelemissionsfaktoren der Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10 aufgeführt.

	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m³Fzg)	478,5	489,5	725,5
Median	mg/(m³Fzg)	150,5	152,9	231,4
25%-Quantil	mg/(m³Fzg)	2,98	3,02	3,82
75%-Quantil	mg/(m³Fzg)	579,6	593,4	888,9
Quartilsdifferenz	mg/(m³Fzg)	576,7	590,4	885,0
Maximum	mg/(m³Fzg)	9367	9555	15811
Minimum	mg/(m³Fzg)	0	0	0
Spannweite	mg/(m³Fzg)	9367	9555	15811

**Tabelle 6-36: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Leerfahrt der SKW im Gabbro [3]**

Die größeren Quartilsdifferenzen und Spannweiten verdeutlichen die stärkere Streuung der Einzelemissionsfaktoren der Transportfahrt [3].

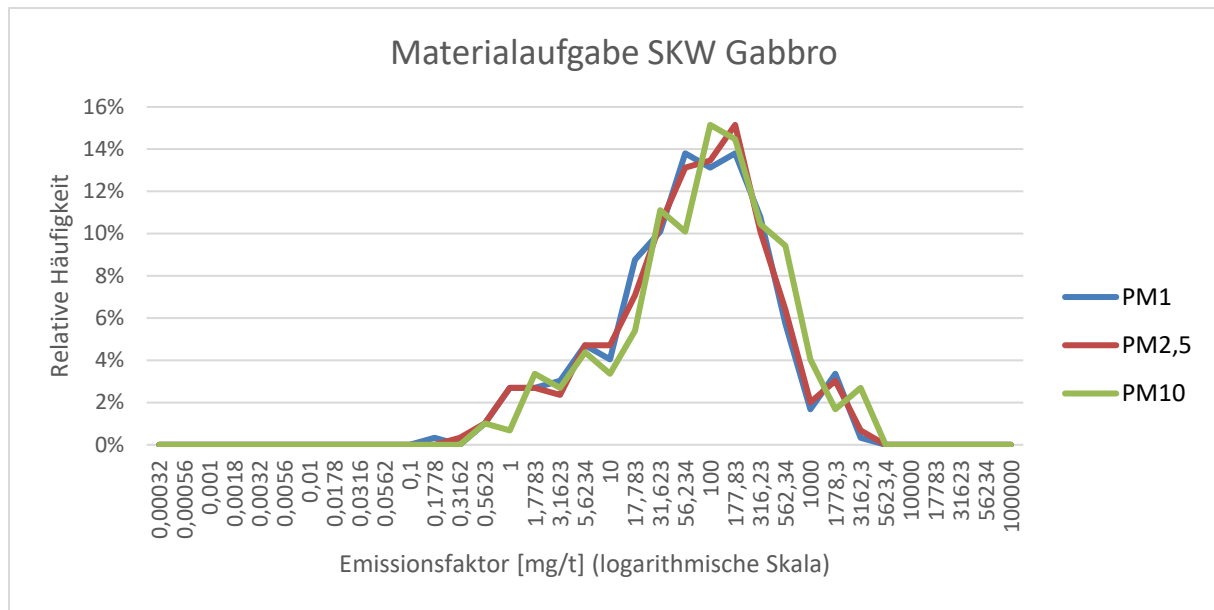
### **Abkippvorgang in den Vorbrecher**

Im Gabbroetrieb stand der Vorbrecher in einem Stollen. Die Materialzufuhr zum Vorbrecher fand über ein Rolllloch statt, an dessen Anfang ein Trichter war, in den die SKW das Material abkippten. Drei Seiten des Trichters bestanden aus gewachsenem Fels, die vierte aus Stahlbeton. Die Seiten aus gewachsenem Fels waren bis zu 15 m hoch, die Stahlbetonmauer 5 m. Das Abkippen des Materials in den Trichter war von zwei Sohlen aus möglich. Im Schnitt betrug der freie Fall des Materials beim Abkippen 5 m. [3]



**Abbildung 6-60: Materialaufgabe durch die SKW im Gabbro (links), verursachte Staubfahne (rechts)**

Bei diesem Abkippvorgang (siehe Abbildung 6-60) wurden die Staubemissionen in einem Abstand von 5 m bis 10 m zum Emissionsort gemessen. Die Messungen starteten, sobald die sichtbare Staubwolke das Messgerät auf der Leeseite erreichte. Das Messgerät wurde während der Messungen manuell im Querschnitt der Staubwolke bewegt. Die Ermittlung der Einzelemissionsfaktoren für PM<sub>1</sub>, PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub> erfolgte aus den verwertbaren Einzelmessungen. Die Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren ist in der Abbildung 6-61 dargestellt. [3]



**Abbildung 6-61: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufgabe durch die SKW im Gabbro**

Die Tabelle 6-37 enthält die Werte der statistischen Auswertung der aus den verwertbaren Einzelmessungen berechneten Einzelemissionsfaktoren der Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10.

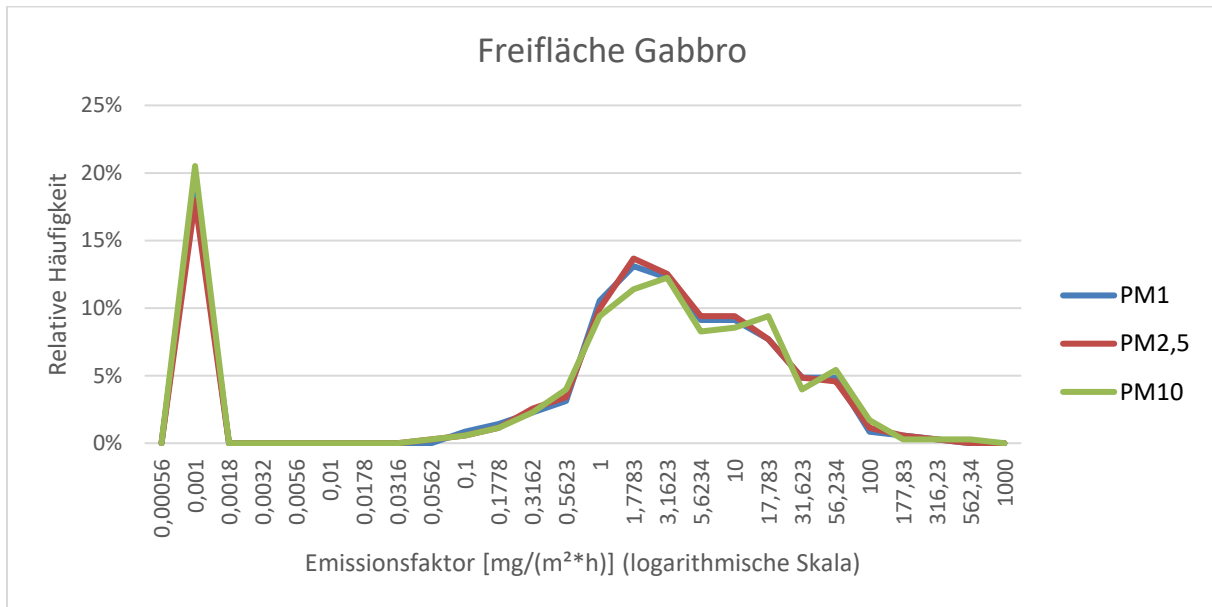
	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/t	152,3	160,6	215,1
Median	mg/t	54,09	56,90	79,57
25%-Quantil	mg/t	16,52	17,57	23,11
75%-Quantil	mg/t	152,1	161,2	207,7
Quartilsdifferenz	mg/t	135,6	143,6	184,6
Maximum	mg/t	1828	1897	2874
Minimum	mg/t	0,16	0,19	0,32
Spannweite	mg/t	1828	1897	2874

**Tabelle 6-37: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren bei der Materialaufgabe durch die SKW im Gabbro [3]**

### Abwehungen von freien Tagebauflächen

Staubemissionen, die durch Abwehungen von freien Flächen im Tagebau entstanden, wurden ebenfalls gemessen. Zu diesem Zweck wurden parallel zur Windrichtung ein Messgerät an den

Anfang und ein weiteres an das Ende der freien Tagebaufläche mit Stativen in 1,5 m Höhe positioniert. Beide Messgeräte erfassten die jeweiligen Staubkonzentrationen zeitgleich. Aus den verwertbaren Einzelmessungen erfolgte die Berechnung der Einzelemissionsfaktoren für die Staubfraktionen (PM1, PM2,5 und PM10). [3] Ihre Häufigkeitsverteilung veranschaulicht die Abbildung 6-62.



**Abbildung 6-62: Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Gabbro**

Die Tabelle 6-38 enthält statistische Werte der aus den verwertbaren Einzelmessungen berechneten Einzelemissionsfaktoren der Staubfraktionen PM1, PM2,5 und PM10.

	Einheit	PM1	PM2,5	PM10
Arithmetischer Mittelwert	mg/(m²*h)	7,74	7,88	9,16
Median	mg/(m²*h)	1,75	1,81	1,82
25%-Quantil	mg/(m²*h)	0,39	0,53	0,36
75%-Quantil	mg/(m²*h)	7,33	7,48	8,08
Quartilsdifferenz	mg/(m²*h)	6,94	6,95	7,73
Maximum	mg/(m²*h)	202,6	212,4	345,1
Minimum	mg/(m²*h)	0	0	0
Spannweite	mg/(m²*h)	202,6	212,4	345,1

**Tabelle 6-38: Statistische Werte der Einzelemissionsfaktoren durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Gabbro [3]**

### Anteil der Staubfraktionen an PM10

Der jeweilige Anteil der Staubfraktion PM1 an der Staubfraktion PM10 beträgt im Gabbro 65,9 % bis 84,5 %, der der Staubfraktion PM2,5 67,5 % bis 86 % (siehe Tabelle 6-39). Die Anteile der Fraktionen PM1 und PM2,5 an PM10 sind bei Transport- und Leerfahrten am niedrigsten. Die Emissionen, die von freien Tagebauflächen ausgehen, weisen den höchsten Anteil von PM1 und PM2,5 an PM10 der untersuchten Staubquellen auf. [3]

	Anteil PM1 an PM10	Anteil PM2,5 an PM10
Bohrbetrieb	70,4 %	72,3 %
Transportfahrt SKW	65,9 %	67,5 %
Leerfahrt SKW	66,0 %	67,5 %
Abkippvorgang SKW	70,8 %	74,7 %
Freifläche	84,5 %	86,0%
Gesamt	71,6 %	73,7 %

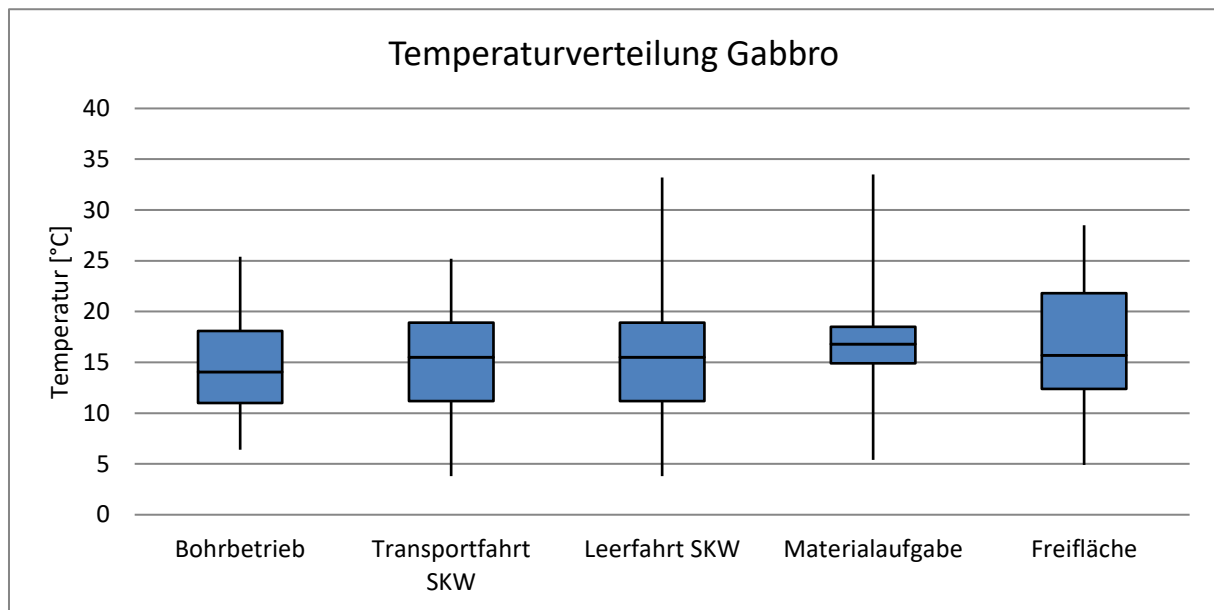
Tabelle 6-39: Anteil der Staubfraktionen PM1 und PM2,5 an PM10 im Gabbro [3]

## 6.2.10 Wetterdaten Gabbro

### Temperatur

Die gemessenen Temperaturen im Gabbrobetrieb umfassen Werte von 3,8 °C bis 33,5 °C. Die Abbildung 6-63 gibt die Verteilung der Temperaturen auf die untersuchten Betriebsvorgänge wieder.





**Abbildung 6-63: Temperaturverteilung im Gabbro**

Bei der Materialaufgabe wurden die durchschnittlich höchsten Temperaturen (18,2 °C) gemessen. Die arithmetischen Mittelwerte der Lufttemperatur der anderen Betriebsvorgänge reichen von 14,7 °C bis 16,1 °C.

### Relative Luftfeuchtigkeit

Die festgestellte relative Luftfeuchtigkeit bewegt sich zwischen 22,2 % und 85,0 %. Die durchschnittlich geringste Luftfeuchtigkeit liegt beim Bohrbetrieb vor (39,3 %). Deren Verteilung ist in der Abbildung 6-64 dargestellt.



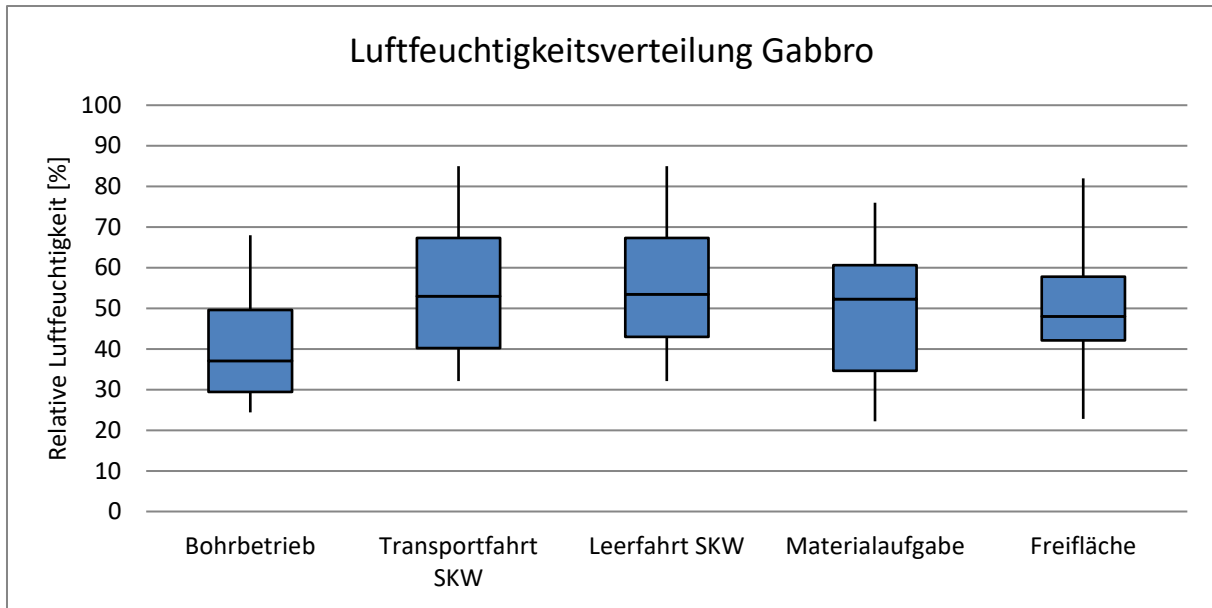


Abbildung 6-64: Luftfeuchtigkeitsverteilung im Gabbro

### Windgeschwindigkeit

Im Gabbrobetrieb liegen die erfassten Windgeschwindigkeiten zwischen 0,01 m/s und 9,09 m/s und die jeweiligen Mittelwerte zwischen 1,17 m/s und 2,14 m/s. Die Abbildung 6-65 gibt einen Überblick über die Verteilung der gemessenen Windgeschwindigkeiten hinsichtlich der betrachteten Betriebsvorgänge.

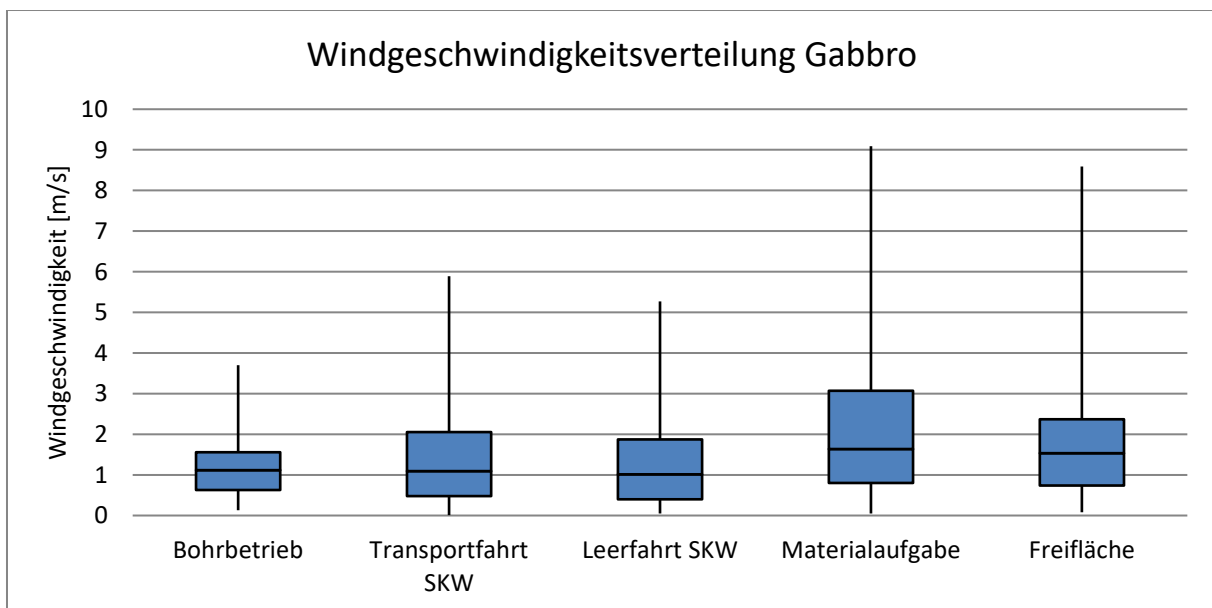


Abbildung 6-65: Windgeschwindigkeitsverteilung im Gabbro

Die exponierten Lagen der freien Tagebauflächen sowie der Abkippstellen für die Materialaufgabe durch SKW weisen die im Schnitt höchsten Windgeschwindigkeiten auf.

### 6.3 Fazit

Die Auswertung der Messungen ergab, dass die Emissionen unabhängig vom untersuchten Betriebsvorgang eine große Spannweite aufweisen. Die größte gemessene PM<sub>10</sub>-Emission innerhalb der Punktquellen treten mit 85.343 mg/t bei der Bandübergabe im Rhyolith auf. Dem gegenüber stehen die Messwerte von 0 mg/t bei der Materialaufnahme, der Materialaufgabe und der Bandübergabe im Quarzsand sowie der Materialaufnahme im Kalkstein. Der höchste gemessene Wert bei den Linienquellen sind 20.069 mg/(m\*Fzg) bei der Transportfahrt des Radladers im Quarzsand. Ein Emissionswert von 0 mg/(m\*Fzg) tritt bei der Mehrzahl der Linienquellen auf. Der maximal erfasste PM<sub>10</sub>-Emissionswert bei Abwehungen von Freiflächen beträgt 681,4 mg/(m<sup>2</sup>\*h) im Rhyolith und 803.131 mg/m beim Bohrbetrieb im Rhyolith. Darüber hinaus zeigte sich, dass die Staubfraktionen PM<sub>1</sub> und PM<sub>2,5</sub> einen erheblichen Teil der PM<sub>10</sub>-Fraktion ausmachen. Dieser Anteil beträgt bei allen untersuchten Betriebsvorgängen/Staubquellen über 50 %. Im Muschelkalk, Quarzsand, Kalkstein und Gabbro bewegt sich der durchschnittliche PM<sub>1</sub>-Anteil zwischen 68,0 % und 71,6 % und der PM<sub>2,5</sub>-Anteil zwischen 71,0 % und 73,7 %. Lediglich im Rhyolith sind die Anteile mit 62,0 % bzw. 63,7 % geringer. Die Emissionen der Abwehungen von freien Tagebauflächen weisen in jedem Betrieb den höchsten Anteil PM<sub>1</sub> und PM<sub>2,5</sub> an PM<sub>10</sub> auf. Im Muschelkalk liegt dieser bei 89,5 % bzw. 89,7 %.

Die Lufttemperaturen, relative Luftfeuchtigkeiten und Windgeschwindigkeiten sind hinsichtlich der Betriebsvorgänge/Staubquellen und der Betriebe vergleichbar, da diese über einen Zeitraum von mindestens 24 Monaten aufgenommen wurden. Lediglich die Fahrten der Dumper im Quarzsand und Rhyolith bilden Ausnahmen, da die Förderung des Abraums in beiden Betrieben nur zu bestimmten Zeiten im Jahr stattfand. Die gemessene Lufttemperatur liegt zwischen 0,1 °C und 36,2 °C bzw. 41,1 °C bei der Materialaufnahme im Rhyolith. Die erfasste relative Luftfeuchtigkeit reicht von 12,7 % bis 95 % und die festgehaltene Windgeschwindigkeit von 0,01 m/s bis 11,00 m/s. Dies zeigt, dass die Emissionsmessungen bei einer großen Spannbreite an klimatischen Bedingungen durchgeführt wurden.

## **7 Vergleich der ermittelten Emissionsfaktoren mit den Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790**

Zur Einordnung der gemessenen Staubemissionen wird ein Vergleich mit den nach VDI-Richtlinie 3790 abzuschätzenden Emissionsfaktoren vorgenommen. Dazu werden zunächst auf Grundlage der gemessenen Staubemissionen der einzelnen Betriebsvorgänge/Staubquellen Emissionsfaktoren ermittelt. Anschließend werden anhand der Betriebsdaten Emissionsfaktoren nach den Berechnungsvorschriften der VDI-Richtlinie berechnet. Zur Bestimmung der PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren für Materialaufnahme, -abgabe und -übergabe wird ein PM<sub>10</sub>-Anteil von 25 % am Gesamtstaub angenommen. Diesen Wert verwendete das Amt der Tiroler Landesregierung für das Emissionsmessprogramm diffuser Staubquellen [19]. Bei den Emissionen, die durch die Fahrbewegungen der Mobilgeräte entstehen, erfolgt die Bestimmung der Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790 direkt für die Staubfraktionen PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub>. Die Richtlinie greift hier die Vorgaben der Environmental Protection Agency auf, die Gesamtstaub in unterschiedliche Fraktionen unterteilt [7] [17]. Abschließend werden die nach VDI-Richtlinie bestimmten Emissionsfaktoren den aus den Messwerten ermittelten vergleichend gegenübergestellt und deren Abweichung voneinander aufgezeigt.

### **7.1 Berechnung der Emissionsfaktoren anhand der Messungen**

In diesem Kapitel werden die Emissionsfaktoren für die Staubfraktionen PM<sub>1</sub>, PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub> der unterschiedlichen Betriebsvorgänge/Staubquellen nach Gesteinsart sortiert, bestimmt und aufgeführt. Die arithmetischen Mittelwerte der aus den verwertbaren Einzelmessungen gebildeten Einzelemissionsfaktoren ergeben die Emissionsfaktoren. [3]

Wie im Kapitel 6 dargestellt, haben die Einzelemissionsfaktoren sämtlicher Betriebsvorgänge/Staubquellen eine große Spannweite. Die Mediane und arithmetischen Mittelwerte der Einzelemissionsfaktoren variieren in der Höhe ihrer Werte stark. Die Mediane sind dabei stets niedriger als die arithmetischen Mittelwerte, die sich zumeist in dem Bereich der jeweiligen 75%-Quantile bewegen. Aus diesem Grund wird angenommen, dass bei der Verwendung der arithmetischen Mittelwerte als Emissionsfaktoren eine Unterschätzung der Staubemissionen vermieden wird. Bei der Mittelwertbildung wird eine Gewichtung der

Vergleich der ermittelten Emissionsfaktoren mit den Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790

Einzelemissionsfaktoren jeglicher Art unterlassen, da die Messungen relativ gleichmäßig über das Jahr verteilt sind und somit zu den unterschiedlichsten klimatischen Bedingungen durchgeführt wurden. [3] Die Emissionsfaktoren sind in der Tabelle 7-1 bis Tabelle 7-5 aufgeführt.

<b>Muschelkalk</b>				
<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Emissionsfaktor (arithmetischer Mittelwert der Einzelemissionsfaktoren)</b>		
		<b>PM1</b>	<b>PM2,5</b>	<b>PM10</b>
Materialaufnahme	mg/t	11,54	11,98	18,15
Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	3,22	3,38	5,88
Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	4,89	5,06	9,51
Materialaufgabe	mg/t	159,6	161,3	215,7
Prallbrecher	mg/t	954,3	973,4	1372
Bandübergabe	mg/t	536,4	540,5	712,8
Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	6,15	6,17	6,87

**Tabelle 7-1: Emissionsfaktoren der Betriebsvorgänge/Staubquellen im Muschelkalk [3]**

<b>Quarzsand</b>				
<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Emissionsfaktor (arithmetischer Mittelwert der Einzelemissionsfaktoren)</b>		
		<b>PM1</b>	<b>PM2,5</b>	<b>PM10</b>
Materialaufnahme	mg/t	4,52	4,60	6,65
Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	704,8	720,7	1102
Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	775,1	789,6	1124
Materialaufgabe	mg/t	24,44	24,68	32,77
Bandtransport	mg/(m*h)	68,75	70,59	103,1
Bandübergabe	mg/t	3,69	3,93	4,43
Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	195,6	200,0	306,3
Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	220,9	228,6	402,8
Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	2,23	2,23	2,80

**Tabelle 7-2: Emissionsfaktoren der Betriebsvorgänge/Staubquellen im Quarzsand [3]**

Vergleich der ermittelten Emissionsfaktoren mit den Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790

<b>Rhyolith</b>				
<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Emissionsfaktor (arithmetischer Mittelwert der Einzelemissionsfaktoren)</b>		
		<b>PM1</b>	<b>PM2,5</b>	<b>PM10</b>
Bohrbetrieb	mg/m	11216	11471	17394
Materialaufnahme	mg/t	44,24	46,09	74,98
Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	128,7	130,9	229,0
Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	328,6	335,6	597,4
Bandübergabe	mg/t	3764	3861	6081
Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	299,9	305,7	511,3
Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	281,9	290,2	496,0
Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	19,69	20,43	25,36

**Tabelle 7-3: Emissionsfaktoren der Betriebsvorgänge/Staubquellen im Rhyolith [3]**

<b>Kalkstein</b>				
<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Emissionsfaktor (arithmetischer Mittelwert der Einzelemissionsfaktoren)</b>		
		<b>PM1</b>	<b>PM2,5</b>	<b>PM10</b>
Bohrbetrieb	mg/m	2943	3023	4662
Materialaufnahme	mg/t	8,91	9,34	12,29
Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	200,3	208,2	328,1
Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	88,91	92,69	146,5
Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	7,27	7,62	9,33

**Tabelle 7-4: Emissionsfaktoren der Betriebsvorgänge/Staubquellen im Kalkstein [3]**

<b>Gabbro</b>				
<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Emissionsfaktor (arithmetischer Mittelwert der Einzelemissionsfaktoren)</b>		
		<b>PM1</b>	<b>PM2,5</b>	<b>PM10</b>
Bohrbetrieb	mg/m	24402	25045	34643
Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	879,0	900,3	1334
Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	478,5	489,5	725,5
Abkippvorgang SKW	mg/t	152,3	160,6	215,1
Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	7,74	7,88	9,16

**Tabelle 7-5: Emissionsfaktoren der Betriebsvorgänge/Staubquellen im Gabbro [3]**

## 7.2 Berechnung der Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790

In diesem Kapitel erfolgt die Berechnung der Emissionsfaktoren anhand der Betriebsdaten nach den Berechnungsvorschriften der VDI-Richtlinie 3790. Nach dieser Richtlinie ist nur die mathematische Bestimmung von Emissionsfaktoren für die Materialaufnahme, Materialaufgabe, Bandübergabe sowie die Transport- und Leerfahrten der Mobilgeräte möglich. Die Ermittlung der Emissionsfaktoren der Fahrten erfolgt sowohl nach Blatt 3 als auch Blatt 4 der VDI-Richtlinie 3790. Emissionsminderungsmaßnahmen fanden nicht im ausreichenden Maß statt und werden daher nicht berücksichtigt.

### 7.2.1 Berechnungen der Emissionsfaktoren im Muschelkalkbetrieb

Emissionsfaktoren können für die in Tabelle 7-6 und Tabelle 7-7 genannten Betriebsvorgänge/Staubquellen im Muschelkalk bestimmt werden. Die Tabellen geben auch die erforderlichen Berechnungsparameter wieder.

<b>Staubquelle</b>	<b><math>\dot{M}</math> bzw. <math>M</math></b>	<b><math>a</math></b>	<b><math>\rho_s</math></b>	<b><math>k_u</math></b>	<b><math>H_{\text{frei}}</math></b>	<b><math>k_{\text{Gerät}}</math></b>	<b>Emissionsfaktor PM10 [mg/t]</b>
Materialaufnahme	7,5	$\sqrt{10^2}$	1,4	1	-	-	3451
Materialaufgabe	7,5	$\sqrt{10^3}$	1,4	0,9	1,5	1,5	5141
Bandübergabe	170	$\sqrt{10^5}$	1,4	1	1	1	148652

Tabelle 7-6: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Muschelkalk [3]

Vergleich der ermittelten Emissionsfaktoren mit den Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790

Staubquelle	Staubfraktion	k <sub>Kgv</sub>	a	b	S	W	p		Emissionsfaktor [mg/(m*Fzg)]	
							> 0,3	≥ 1	Blatt 3	Blatt 4
Transportfahrt Radlader	PM10	0,42	0,9	0,45	8,3	31,6	170	131	487,1	584,6
Leerfahrt Radlader	PM10	0,42	0,9	0,45	8,3	24,1	170	131	431,2	517,5
Transportfahrt Radlader	PM2,5	0,042	0,9	0,45	8,3	31,6	170	131	48,71	58,46
Leerfahrt Radlader	PM2,5	0,042	0,9	0,45	8,3	24,1	170	131	43,12	51,75

Tabelle 7-7: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Muschelkalk (Fahrwege) [3]

## 7.2.2 Berechnungen der Emissionsfaktoren im Quarzsandbetrieb

Für die in Tabelle 7-8 und Tabelle 7-9 genannten Betriebsvorgänge/Staubquellen im Quarzsand können Emissionsfaktoren berechnet werden. Die Tabellen enthalten ebenfalls die erforderlichen Berechnungsparameter.

Staubquelle	$\dot{M}$ bzw. $M$	a	$\rho_s$	$k_u$	$H_{\text{frei}}$	$k_{\text{Gerät}}$	Emissionsfaktor PM10 [mg/t]
Materialaufnahme	5	$\sqrt{10^2}$	1,9	1	-	-	5736
Materialaufgabe	5	$\sqrt{10^3}$	1,9	0,9	1,5	1,5	8545
Bandübergabe	80	$\sqrt{10^2}$	1,9	1	1,5	1	15438

Tabelle 7-8: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Quarzsand [3]

Vergleich der ermittelten Emissionsfaktoren mit den Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790

Staubquelle	Staubfraktion	k <sub>Kgv</sub>	a	b	S	W	p		Emissionsfaktor [mg/(m*Fzg)]	
							> 0,3	≥ 1	Blatt 3	Blatt 4
Transportfahrt Radlader	PM10	0,42	0,9	0,45	4,8	25	163	130	277,4	322,7
Leerfahrt Radlader	PM10	0,42	0,9	0,45	4,8	20	163	130	250,9	291,9
Transportfahrt Radlader	PM2,5	0,042	0,9	0,45	4,8	25	163	130	27,74	32,27
Leerfahrt Radlader	PM2,5	0,042	0,9	0,45	4,8	20	163	130	25,09	29,19
Transportfahrt Dumper	PM10	0,42	0,9	0,45	4,8	46	163	130	365,0	424,6
Leerfahrt Dumper	PM10	0,42	0,9	0,45	4,8	22	163	130	261,9	304,7
Transportfahrt Dumper	PM2,5	0,042	0,9	0,45	4,8	46	163	130	36,50	42,46
Leerfahrt Dumper	PM2,5	0,042	0,9	0,45	4,8	22	163	130	26,19	30,47

Tabelle 7-9: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Quarzsand (Fahrwege) [3]

### 7.2.3 Berechnungen der Emissionsfaktoren im Rhyolithbetrieb

Die Berechnung der Emissionsfaktoren wird im Rhyolith für die in Tabelle 7-10 und Tabelle 7-11 genannten Betriebsvorgänge/Staubquellen durchgeführt. In den Tabellen sind die erforderlichen Berechnungsparameter dargestellt.

Staubquelle	$\dot{M}$ bzw. $M$	a	$\rho_s$	$k_u$	$H_{\text{frei}}$	$k_{\text{Gerät}}$	Emissionsfaktor PM10 [mg/t]
Materialaufnahme	12	$\sqrt{10^3}$	1,5	1	-	-	9243
Bandübergabe	67	$\sqrt{10^5}$	1,5	1	1	1	253701

Tabelle 7-10: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Rhyolith [3]



Vergleich der ermittelten Emissionsfaktoren mit den Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790

Staubquelle	Staubfraktion	$k_{Kgv}$	a	b	S	W	p		Emissionsfaktor [mg/(m*Fzg)]	
							> 0,3	≥ 1	Blatt 3	Blatt 4
Transportfahrt SKW	PM10	0,42	0,9	0,45	8,3	112	148	105	958,0	1148
Leerfahrt SKW	PM10	0,42	0,9	0,45	8,3	50	148	105	666,4	798,5
Transportfahrt SKW	PM2,5	0,042	0,9	0,45	8,3	112	148	105	95,80	114,8
Leerfahrt SKW	PM2,5	0,042	0,9	0,45	8,3	50	148	105	66,64	79,85
Transportfahrt Dumper	PM10	0,42	0,9	0,45	8,3	41,5	148	105	612,8	734,3
Leerfahrt Dumper	PM10	0,42	0,9	0,45	8,3	21,5	148	105	455,8	546,2
Transportfahrt Dumper	PM2,5	0,042	0,9	0,45	8,3	41,5	148	105	61,28	73,43
Leerfahrt Dumper	PM2,5	0,042	0,9	0,45	8,3	21,5	148	105	45,58	54,62

Tabelle 7-11: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Rhyolith (Fahrwege) [3]

## 7.2.4 Berechnungen der Emissionsfaktoren im Kalksteinbetrieb

Im Kalkstein werden die Emissionsfaktoren für die in Tabelle 7-12 und Tabelle 7-13 aufgeführten Betriebsvorgänge/Staubquellen berechnet. Die erforderlichen Berechnungsparameter sind in den Tabellen enthalten.

Staubquelle	$\dot{M}$ bzw. $M$	a	$\rho_s$	$k_u$	$H_{frei}$	$k_{Gerät}$	Emissionsfaktor PM10 [mg/t]
Materialaufnahme	7,5	$\sqrt{10^3}$	1,5	1	-	-	11691

Tabelle 7-12: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Kalkstein [3]

Vergleich der ermittelten Emissionsfaktoren mit den Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790

Staubquelle	Staubfraktion	$k_{Kgv}$	a	b	S	W	p		Emissionsfaktor [mg/(m*Fzg)]	
							> 0,3	≥ 1	Blatt 3	Blatt 4
Transportfahrt SKW	PM10	0,42	0,9	0,45	8,3	97	164	126	831,8	989,0
Leerfahrt SKW	PM10	0,42	0,9	0,45	8,3	47	164	126	600,3	713,8
Transportfahrt SKW	PM2,5	0,042	0,9	0,45	8,3	97	164	126	83,18	98,90
Leerfahrt SKW	PM2,5	0,042	0,9	0,45	8,3	47	164	126	60,03	71,38

Tabelle 7-13: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Kalkstein (Fahrwege) [3]

## 7.2.5 Berechnungen der Emissionsfaktoren im Gabbrobetrieb

Die Ermittlung der Emissionsfaktoren im Gabbro erfolgt für die in der Tabelle 7-14 und der Tabelle 7-15 genannten Betriebsvorgänge/Staubquellen. Die erforderlichen Berechnungsparameter sind in den Tabellen enthalten.

Staubquelle	$\dot{M}$ bzw. $M$	a	$\rho_s$	$k_u$	$H_{frei}$	$k_{Gerät}$	Emissionsfaktor PM10 [mg/t]
Abkippvorgang	58	$\sqrt{10^4}$	1,5	0,9	5	1,5	28210

Tabelle 7-14: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Gabbro [3]

Vergleich der ermittelten Emissionsfaktoren mit den Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790

Staubquelle	Staubfraktion	k <sub>Kgv</sub>	a	b	S	W	p		Emissionsfaktor [mg/(m*Fzg)]	
							> 0,3	≥ 1	Blatt 3	Blatt 4
Transportfahrt SKW	PM10	0,42	0,9	0,45	8,3	105	144	98	947,7	1145
Leerfahrt SKW	PM10	0,42	0,9	0,45	8,3	47	144	98	660,1	797,5
Transportfahrt SKW	PM2,5	0,042	0,9	0,45	8,3	105	144	98	94,77	114,5
Leerfahrt SKW	PM2,5	0,042	0,9	0,45	8,3	47	144	98	66,01	79,75

Tabelle 7-15: Nach VDI-Richtlinie 3790 abgeschätzte Emissionsfaktoren im Gabbro (Fahrwege) [3]

### 7.3 Vergleich der Messwerte mit den VDI-Werten

Zur Einordnung der durch die Messungen bestimmten Emissionsfaktoren werden diese mit den nach der VDI-Richtlinie 3790 berechneten Emissionsfaktoren nach Gesteinsarten unterteilt verglichen. Dazu wird der jeweilige Emissionsfaktor (arithmetischer Mittelwert der Einzelemissionsfaktoren) dem entsprechenden VDI-Emissionsfaktor tabellarisch gegenübergestellt. Der Unterschied zwischen den Faktoren wird durch entsprechende Werte, Pfeile und farbliche Gestaltung aufgezeigt. Ist der aus Messungen bestimmte Emissionsfaktor kleiner als der VDI-Emissionsfaktor, wird dies durch einen nach unten gerichteten grünen Pfeil und die grüne Einfärbung des Zahlenwertes verdeutlicht. Übersteigt der Emissionsfaktor den VDI-Emissionsfaktor, wird dies durch einen roten nach oben gerichteten Pfeil und die rote Einfärbung des Zahlenwertes angezeigt. [3]

#### 7.3.1 Muschelkalk

Im Muschelkalkbetrieb sind für die untersuchten Staubquellen Materialaufnahme, Materialaufgabe, Bandübergabe sowie Transport- und Leerfahrt des Radladers VDI-Emissionsfaktoren berechnet. Der Vergleich erfolgt in der Tabelle 7-16.

	Betriebsvorgang/ Staubquelle	Einheit	Emissions- faktor		VDI- Emissionsfaktor		Abweichung	
			PM2,5	PM10	PM2,5	PM10	PM2,5	PM10
Blatt 3	Materialaufnahme	mg/t	11,98	18,15	-	3451	-	↓190
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	3,38	5,88	48,71	487,1	↓14,4	↓82,8
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	5,06	9,51	43,12	431,2	↓8,52	↓45,3
	Materialaufgabe	mg/t	161,3	215,7	-	5141	-	↓23,8
	Prallbrecher	mg/t	973,4	1372	-	-	-	-
	Bandübergabe	mg/t	540,5	712,8	-	148652	-	↓209
	Freifläche	mg/(m²*h)	6,17	6,87	-	-	-	-
Blatt 4	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	3,38	5,88	58,46	584,6	↓17,3	↓99,4
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	5,06	9,51	51,75	517,5	↓10,2	↓54,4

Tabelle 7-16: Vergleich der Emissionsfaktoren mit den VDI-Emissionsfaktoren (Muschelkalk) [3]

Sämtliche aus den arithmetischen Mittelwerten der Einzelemissionsfaktoren bestimmten Emissionsfaktoren sind kleiner als die nach der VDI-Richtlinie ermittelten Emissionsfaktoren. Die Abweichungen zwischen den messtechnisch bestimmten Faktoren und den VDI-Emissionsfaktoren variieren dabei erheblich. Während bei der Materialaufnahme und der Bandübergabe die Emissionsfaktoren für PM10 um mehr als das 190-Fache niedriger sind als die empirischen Werte, unterschreitet der PM10-Emissionsfaktor für die Materialaufgabe den VDI-Wert lediglich um das 23,8-Fache. Die messtechnisch bestimmten Emissionsfaktoren für PM10 der Transport- und Leerfahrt des Radladers sind um das 82,8- bzw. 45,3-Fache niedriger als die VDI-Werte nach Blatt 3, die der PM2,5-Fraktion um das 14,4- bzw. 8,52-Fache. [3] Die nach Blatt 4 bestimmten Emissionsfaktoren weichen sowohl für PM2,5 als auch PM10 stärker von den messtechnisch ermittelten Werten ab als die nach Blatt 3 ermittelten. Für Blatt 3 und Blatt 4 gilt jedoch, dass die Werte der PM2,5-Fraktion für die Fahrten des Radladers anhand der VDI-Werte weniger überschätzt werden als die der PM10-Fraktion [3].

### **7.3.2 Quarzsand**

Der Vergleich der messtechnisch ermittelten Emissionsfaktoren und der nach der VDI-Richtlinie 3790 bestimmten wird in der Tabelle 7-17 vorgenommen. Im Quarzsandbetrieb sind für die Materialaufnahme, Materialaufgabe, Bandübergabe, Transport- und Leerfahrt des Radladers und des Dumpers VDI-Emissionsfaktoren berechnet.

	Betriebsvorgang/ Staubquelle	Einheit	Emissions- faktor		VDI- Emissionsfaktor		Abweichung	
			PM2,5	PM10	PM2,5	PM10	PM2,5	PM10
Blatt 3	Materialaufnahme	mg/t	4,60	6,65	-	5736	-	↓863
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	720,7	1102	27,74	277,4	↑26,0	↑3,97
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	789,6	1124	25,09	250,9	↑31,5	↑4,48
	Materialaufgabe	mg/t	24,68	32,77	-	8545	-	↓261
	Bandtransport	mg/(m*h)	70,59	103,1	-	-	-	-
	Bandübergabe	mg/t	3,93	4,43	-	15438	-	↓3485
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	200,0	306,3	36,50	365,0	↑5,48	↓1,19
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	228,6	402,8	26,19	261,9	↑8,73	↑1,54
	Freifläche	mg/(m²*h)	2,23	2,80	-	-	-	-
Blatt 4	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	720,7	1102	32,27	322,7	↑22,3	↑3,41
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	789,6	1124	29,19	291,9	↑27,1	↑3,85
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	200,0	306,3	42,46	424,6	↑4,71	↓1,39
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	228,6	402,8	30,47	304,7	↑7,50	↑1,32

Tabelle 7-17: Vergleich der Emissionsfaktoren mit den VDI-Emissionsfaktoren (Quarzsand) [3]

Die aus den Messungen ermittelten PM10-Emissionsfaktoren der Materialaufnahme, der Materialaufgabe und der Bandübergabe unterschreiten mit dem 261- bis 3.485-Fachen deutlich die VDI-Emissionsfaktoren. Die Emissionsfaktoren für PM10 der Transport- und Leerfahrt des Radladers liegen wiederum um das 3,97- bis 4,48-Fache über den VDI-Faktoren nach Blatt 3. Die aus den Messungen berechneten PM2,5-Emissionsfaktoren für die Transportfahrt

überschreiten die VDI-Emissionsfaktoren um das 26-Fache, für die Leerfahrt um das 31,5-Fache. Bei der Transportfahrt des Dumpers ist der PM10-Emissionsfaktor um das 1,19-Fache kleiner als der empirisch bestimmte Emissionsfaktor. Der PM10-Emissionsfaktor für die Leerfahrt ist hingegen um das 1,54-Fache größer als der Emissionsfaktor nach der VDI-Richtlinie 3790. Die entsprechenden Emissionsfaktoren für PM2,5 überschreiten die VDI-Emissionsfaktoren um das 5,48- bzw. 8,73-Fache. Die Abweichungen zwischen den nach der VDI-Richtlinie und den messtechnisch bestimmten Emissionsfaktoren sind bei sämtlichen Transport- und Leerfahrten für die PM2,5-Staubfraktion größer als für die PM10-Staubfraktion. [3] Das gleiche Bild zeigt sich beim Vergleich der durch Messungen ermittelten Emissionsfaktoren mit den nach Blatt 4 der VDI-Richtlinie 3790 bestimmten Faktoren. Die Überschreitungen fallen jedoch etwas geringer aus. Die Unterschreitung des VDI-Wertes für PM10 bei der Transportfahrt des Dumpers ist mit dem 1,39-Fachen etwas höher.

### **7.3.3 Rhyolith**

Die messtechnisch festgehaltenen Betriebsvorgänge im Rhyolithbetrieb können bezüglich der Materialaufnahme, Bandübergabe, Transport- und Leerfahrt der SKW sowie der Dumper mit VDI-Emissionsfaktoren verglichen werden. Dieser Vergleich wird in der Tabelle 7-18 vorgenommen.

	Betriebsvorgang/ Staubquelle	Einheit	Emissions- faktor		VDI- Emissionsfaktor		Abweichung	
			PM2,5	PM10	PM2,5	PM10	PM2,5	PM10
Blatt 3	Bohrbetrieb	mg/m	11471	17394	-	-	-	-
	Materialaufnahme	mg/t	46,09	74,98	-	9243	-	↓123
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	130,9	229,0	95,80	958,0	↑1,37	↓4,18
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	335,6	597,4	66,64	666,4	↑5,04	↓1,12
	Bandübergabe	mg/t	3861	6081	-	253701	-	↓41,7
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	305,7	511,3	61,28	612,8	↑4,99	↓1,20
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	290,2	496,0	45,58	455,8	↑6,37	↑1,09
	Freifläche	mg/(m²*h)	20,43	25,36	-	-	-	-
Blatt 4	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	130,9	229,0	114,8	1148	↑1,14	↓5,01
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	335,6	597,4	79,85	798,5	↑4,20	↓1,34
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	305,7	511,3	73,43	734,3	↑4,16	↓1,44
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	290,2	496,0	54,62	546,2	↑5,31	↓1,10

Tabelle 7-18: Vergleich der Emissionsfaktoren mit den VDI-Emissionsfaktoren (Rhyolith) [3]

Die aus den Messungen ermittelten PM10-Emissionsfaktoren unterschreiten die VDI-Emissionsfaktoren bei der Materialaufnahme um das 123-Fache und bei der Bandübergabe um das 41,7-Fache. Die für PM10 bestimmten Emissionswerte der Transport- und Leerfahrt der SKW unterschreiten die VDI-Faktoren nach Blatt 3 um das 4,18- bzw. 1,12-Fache. Die entsprechenden Werte für PM2,5 sind für die Transportfahrt um das 1,37-Fache und für die Leerfahrt um das 5,04-Fache größer als die Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790. Der PM10-Emissionsfaktor der Transportfahrt liegt um das 1,2-Fache unter dem VDI-



Emissionsfaktor. Der entsprechende Faktor für die Leerfahrt der Dumper ist 1,09-fach größer als der Emissionsfaktor nach der VDI-Richtlinie. Die PM<sub>2,5</sub>-Emissionsfaktoren sind um das 4,99- bzw. 6,37-Fache höher. Während die VDI-Werte und die aus den Messungen berechneten Werte der Staubfraktion PM<sub>10</sub> für die Transport- und Leerfahrten, von der Transportfahrt der SKW abgesehen, relativ gut übereinstimmen, trifft dies für die PM<sub>2,5</sub>-Fraktion in deutlich geringerem Maße zu. Sämtliche Emissionen werden hier durch die Verwendung der VDI-Richtlinie unterschätzt, teilweise um das 6-Fache. [3] Dieser Sachverhalt wird auch beim Vergleich mit den Emissionsfaktoren, die nach Blatt 4 der VDI-Richtlinie 3790 ermittelt wurden, deutlich. Die durch Messungen ermittelten PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren unterschreiten die VDI-Werte allesamt und deutlicher. Die Überschätzung der PM<sub>2,5</sub>-Emissionen durch die VDI-Richtlinie reduziert sich. Die messtechnisch ermittelten Werte überschreiten die VDI-Werte maximal noch um das 5,31-Fache (Leerfahrt Dumper).

#### **7.3.4 Kalkstein**

Ein Vergleich der messtechnisch bestimmten Emissionsfaktoren mit den VDI-Faktoren für Materialaufnahme sowie für Transport- und Leerfahrt der SKW im Kalksteinbetrieb ist in der Tabelle 7-19 dargestellt.

	Betriebsvorgang/ Staubquelle	Einheit	Emissions- faktor		VDI- Emissionsfaktor		Abweichung	
			PM2,5	PM10	PM2,5	PM10	PM2,5	PM10
Blatt 3	Bohrbetrieb	mg/m	3023	4662	-	-	-	-
	Materialaufnahme	mg/t	9,34	12,29	-	11691	-	↓951
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	208,2	328,1	83,18	831,8	↑2,50	↓2,54
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	92,69	146,5	60,03	600,3	↑1,54	↓4,10
	Freifläche	mg/(m²*h)	7,62	9,33	-	-	-	-
Blatt 4	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	208,2	328,1	98,90	989,0	↑2,11	↓3,01
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	92,69	146,5	71,38	713,8	↑1,30	↓4,87

Tabelle 7-19: Vergleich der Emissionsfaktoren mit den VDI-Emissionsfaktoren (Kalkstein) [3]

Der PM10-Emissionsfaktor für die Materialaufnahme ist um das 951-Fache kleiner als der VDI-Emissionsfaktor. Die messtechnisch bestimmten Emissionsfaktoren der PM10-Staubfraktion für die Transport- und Leerfahrt sind um das 2,54- bzw. 4,1-Fache niedriger als die nach Blatt 3 empirisch ermittelten Emissionsfaktoren. Bei der PM2,5-Fraktion sind diese um das 2,5- bzw. 1,54-Fache größer als die VDI-Emissionsfaktoren. [3] Dies zeigt sich auch beim Vergleich mit den nach Blatt 4 bestimmten Emissionsfaktoren. Die Überschätzung der PM10-Emissionen nach der VDI-Richtlinie 3790 fällt jedoch mit dem 3,01- bzw. 4,87-Fachen etwas größer aus, die Unterschätzung der PM2,5-Emissionen hingegen etwas geringer. Die Emissionen der Transport- und Leerfahrten werden somit nach der VDI-Richtlinie Blatt 3 und Blatt 4 für PM10 über- und für PM2,5 unterschätzt.

### 7.3.5 Gabbro

Ein Vergleich mit VDI-Emissionsfaktoren kann im Gabbrobetrieb für die Transportfahrt der SKW, den Abkippvorgang durch die SKW und die Leerfahrt der SKW vorgenommen werden. Dieser erfolgt in der Tabelle 7-20.

	Betriebsvorgang/ Staubquelle	Einheit	Emissions- faktor		VDI- Emissionsfaktor		Abweichung	
			PM2,5	PM10	PM2,5	PM10	PM2,5	PM10
Blatt 3	Bohrbetrieb	mg/m	25045	34643	-	-	-	-
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	900,3	1334	94,77	947,7	↑9,50	↑1,41
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	489,5	725,5	66,01	660,1	↑7,42	↑1,10
	Abkippvorgang SKW	mg/t	160,6	215,1	-	28210	-	↓131
	Freifläche	mg/(m²*h)	7,88	9,16	-	-	-	-
Blatt 4	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	900,3	1334	114,5	1145	↑7,86	↑1,17
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	489,5	725,5	79,75	797,5	↑6,14	↓1,10

Tabelle 7-20: Vergleich der Emissionsfaktoren mit den VDI-Emissionsfaktoren (Gabbro) [3]

Der messtechnisch ermittelte PM10-Emissionsfaktor für den Abkippvorgang durch die SKW ist 131-fach geringer als der VDI-Emissionsfaktor. Die PM10-Emissionsfaktoren der Transport- und Leerfahrt der SKW übertreffen den Emissionsfaktor nach der VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 um das 1,41- bzw. 1,1-Fache. Für die PM2,5-Fraktion sind diese um das 9,5- bzw. 7,42-Fache größer. [3] Die PM2,5-Emissionsfaktoren überschreiten die nach Blatt 4 bestimmten um das 7,86- bzw. 6,14-Fache. Die PM10-Emissionen der Transportfahrt gehen über den VDI-Wert um das 1,17-Fache hinaus. Bei der Leerfahrt unterschreiten diese jedoch den VDI-Wert um das 1,1-Fache. Die Abweichungen der messtechnisch ermittelten Emissionsfaktoren von den nach der VDI-Richtlinie bestimmten Faktoren sind für PM2,5 deutlich größer als für PM10 [3].

#### 7.4 Einordnung des VDI-Gewichtungsfaktors a

Aufgrund der deutlichen Diskrepanz zwischen den VDI-Emissionsfaktoren und den anhand von Messwerten bestimmten Emissionsfaktoren wird eine Einordnung des VDI-Gewichtungsfaktors a vorgenommen. Diese erfolgt durch eine tabellarische Gegenüberstellung der VDI-Emissionsfaktoren, die zu den fünf möglichen Gewichtungsfaktoren berechnet werden

können, mit dem berechneten Emissionsfaktor und den minimalen und maximalen Einzelemissionsfaktoren eines Betriebsvorgangs/Staubquelle. Dies ist in Tabelle 7-21 bis Tabelle 7-25 dargestellt. Die Werte, die der eingeschätzten Staubneigung entsprechen, sind fett gedruckt.

		Einheit	Betriebsvorgang/Staubquelle		
			Material-aufnahme	Material-aufgabe	Band-übergabe
PM10-Emissions-faktoren	Minimum	mg/t	0,0036	0,0064	0,038
	arithmetisches Mittel	mg/t	18,15	215,7	712,8
	Maximum	mg/t	420,7	9985	23678
VDI-PM10-Emissions-faktoren	außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut	mg/t	345,1	162,6	470,1
	Staub nicht wahrnehmbar	mg/t	<b>3451</b>	1626	4701
	schwach staubend	mg/t	10912	<b>5141</b>	14865
	(mittel) staubend	mg/t	34507	16257	47008
	stark staubend	mg/t	109119	51408	<b>148652</b>

Tabelle 7-21: Einordnung des VDI-Gewichtungsfaktors a im Muschelkalk

Vergleich der ermittelten Emissionsfaktoren mit den Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790

		Einheit	Betriebsvorgang/Staubquelle		
			Material-aufnahme	Material-aufgabe	Band-übergabe
PM10-Emissions-faktoren	Minimum	mg/t	0	0	0
	arithmetisches Mittel	mg/t	6,65	32,77	4,43
	Maximum	mg/t	228,2	3059	165,5
VDI-PM10-Emissions-faktoren	außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut	mg/t	573,6	270,2	1544
	Staub nicht wahrnehmbar	mg/t	<b>5736</b>	2702	<b>15438</b>
	schwach staubend	mg/t	18137	<b>8545</b>	48819
	(mittel) staubend	mg/t	57355	27021	154380
	stark staubend	mg/t	181373	85448	488191

Tabelle 7-22: Einordnung des VDI-Gewichtungsfaktors a im Quarzsand

		Einheit	Betriebsvorgang/Staubquelle	
			Material-aufnahme	Bandübergabe
PM10-Emissions-faktoren	Minimum	mg/t	0,028	3,83
	arithmetisches Mittel	mg/t	74,98	6081
	Maximum	mg/t	900,8	85343
VDI-PM10-Emissions-faktoren	außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut	mg/t	292,3	802,3
	Staub nicht wahrnehmbar	mg/t	2923	8023
	schwach staubend	mg/t	<b>9243</b>	25370
	(mittel) staubend	mg/t	29228	80227
	stark staubend	mg/t	92428	<b>253701</b>

Tabelle 7-23: Einordnung des VDI-Gewichtungsfaktors a im Rhyolith

Vergleich der ermittelten Emissionsfaktoren mit den Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790

		Einheit	Betriebsvorgang/Staubquelle
			Materialaufnahme
PM10-Emissions-faktoren	Minimum	mg/t	0
	arithmetisches Mittel	mg/t	12,29
	Maximum	mg/t	278,2
VDI-PM10-Emissions-faktoren	außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut	mg/t	369,7
	Staub nicht wahrnehmbar	mg/t	3697
	schwach staubend	mg/t	<b>11691</b>
	(mittel) staubend	mg/t	36971
	stark staubend	mg/t	116913

Tabelle 7-24: Einordnung des VDI-Gewichtungsfaktors a im Kalkstein

		Einheit	Betriebsvorgang/Staubquelle
			Abkippvorgang SKW
PM10-Emissions-faktoren	Minimum	mg/t	0,32
	arithmetisches Mittel	mg/t	215,1
	Maximum	mg/t	2874
VDI-PM10-Emissions-faktoren	außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut	mg/t	282,1
	Staub nicht wahrnehmbar	mg/t	2821
	schwach staubend	mg/t	8921
	(mittel) staubend	mg/t	<b>28210</b>
	stark staubend	mg/t	89209

Tabelle 7-25: Einordnung des VDI-Gewichtungsfaktors a im Gabbro

Die Einordnung zeigt, dass der Gewichtungsfaktor a für „außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut“ die Emissionen der meisten Betriebsvorgänge in Hinblick auf die arithmetischen Mittelwerte der PM10-Einzelemissionsfaktoren am ehesten beschreibt, es aber selbst dann noch zu teilweise großen Abweichungen kommt. Lediglich bei der Bandübergabe im Rhyolith entspricht der Gewichtungsfaktor a für „Staub nicht wahrnehmbar“ den gemessenen Emissionen besser. Weiterhin wird deutlich, dass die anhand der erfassten Staubneigung des Materials nach der VDI-Richtlinie 3790 bestimmten PM10-Emissionsfaktoren (fett gedruckt)

sämtlicher betrachteten Betriebsvorgänge/Staubquellen größer sind als die maximalen Einzelemissionsfaktoren.

## 7.5 Fazit

Der Vergleich der messtechnisch ermittelten mit den nach der VDI-Richtlinie 3790 berechneten Emissionsfaktoren ergab, dass die Emissionen nach der VDI-Richtlinie der Betriebsvorgänge Materialaufnahme, Materialaufgabe und Bandübergabe in sämtlichen Betrieben deutlich überschätzt werden, teilweise um mehr als das 100-Fache. Ein differenzierteres Bild zeigt sich bei den durch Transport- und Leerfahrten hervorgerufenen Emissionen sowohl im Hinblick auf Blatt 3 als auch auf Blatt 4 der VDI-Richtlinie 3790. Im Muschelkalk sind die messtechnisch bestimmten Emissionen für PM10 und für PM2,5 deutlich geringer als die empirisch ermittelten Werte (bis um das 82,8-Fache nach Blatt 3 und bis um das 99,4-Fache nach Blatt 4). Die PM10-Emissionsfaktoren der Transport- und Leerfahrt des Radladers im Quarzsand überschreiten die VDI-Werte um etwa das 4-Fache. Die PM2,5-Emissionsfaktoren übertreffen diese um mehr als das 26-Fache. Die Emissionsfaktoren der PM10-Fraktion für die Transport- und Leerfahrt des Dumpers im selben Betrieb sind mit den VDI-Werten vergleichbar. Für die PM2,5-Fraktion sind die berechneten Faktoren etwa 5- bis 8-mal größer als die Faktoren nach der VDI-Richtlinie. Eine ähnliche Tendenz ist in den drei weiteren Betrieben ebenfalls zu erkennen. Die PM10-Emissionsfaktoren für die Transport- und Leerfahrten sind teilweise kleiner als die VDI-Emissionsfaktoren, stimmen mit diesen überein oder sind größer als diese. So beträgt der PM10-Emissionsfaktor für die Leerfahrt der Dumper im Rhyolith das 1,09-Fache des VDI-Faktors nach Blatt 3, der Faktor für die Transportfahrt der SKW im Gabbro etwa das 1,4-Fache und für die Leerfahrt das 1,1-Fache. Die Emissionsfaktoren der PM2,5-Fraktion der gleichen Betriebsvorgänge überschreiten die VDI-Emissionsfaktoren um das bis zu 9,5-Fache. Der PM2,5-Emissionsfaktor für die Transportfahrt der SKW im Rhyolith beträgt das 1,37-Fache des VDI-Faktors, der Faktor für die Leerfahrt der SKW und der Transportfahrt der Dumper ca. das 5-Fache und der Faktor der Leerfahrt der Dumper das 6,37-Fache. Im Kalkstein übertrifft der PM2,5-Emissionsfaktor den VDI-Wert für die Transportfahrt der SKW um mehr als das 2,5-Fache, für die Leerfahrt der SKW um mehr als das 1,5-Fache. Der Emissionsfaktor für PM2,5 der Transportfahrt der SKW im Gabbro ist um das 9,5-Fache größer als der VDI-Wert, der PM2,5-Faktor für die Leerfahrt der SKW um mehr als das 7,4-Fache. [3] Der Vergleich der messtechnisch bestimmten Emissionsfaktoren mit den nach Blatt 4 der

VDI-Richtlinie 3790 berechneten Emissionsfaktoren liefert die gleichen Ergebnisse. Die Überschreitungen der nach der VDI-Richtlinie ermittelten Werte fallen etwas geringer aus und die Unterschreitungen etwas höher. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich die Berechnungen der Emissionsfaktoren für Fahrwege nach Blatt 3 und Blatt 4 grundsätzlich kaum unterscheiden. Lediglich die Niederschlagsmenge pro Tag, die als mindernd für Staubemissionen angesehen wird, differiert. Die in Blatt 4 eingeführte Berücksichtigung von Staubminderungsmaßnahmen kommt nicht zum Tragen, da während der Messungen keine entsprechenden Maßnahmen umgesetzt wurden.

Empirische Methoden werden zur Bestimmung von Staubemissionen häufig verwendet, da deren Anwendung recht einfach ist. Jedoch können die so erlangten Ergebnisse deutlich von den realen Werten abweichen. In der VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 wird dazu angemerkt, dass die Ableitung von Rechenansätzen zur Beschreibung der Staubemissionen aus diffusen Quellen noch nicht allgemeingültig gelungen sei und es im Einzelfall zu erheblichen Abweichungen kommen könne [7].

Grundsätzlich ist zunächst festzuhalten, dass sich die Berechnung der Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 für Umschlagsvorgänge und Fahrwege unterscheiden (siehe Kapitel 3.2.2). Für die Betriebsvorgänge Materialaufnahme, -abgabe und Bandübergabe können nur Emissionsfaktoren für den Gesamtstaub ( $< 500 \mu\text{m}$ ) berechnet und der Anteil der Feinstaubfraktionen (PM<sub>1</sub>, PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub>) muss abgeschätzt werden. Im Gegensatz dazu ist die Bestimmung der PM<sub>2,5</sub>- und PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren bei Fahrwegen direkt möglich. [7] Dies gilt auch für Blatt 4 [17]. Die Abschätzung des Anteils der Feinstaubfraktionen am Gesamtstaub ist aufgrund der breiten Wertespanne des Feinstaubanteils (11 % bis 47 %) mit Unsicherheiten behaftet [2]. Grundsätzlich weichen die nach der VDI-Richtlinie berechneten Werte für Materialaufnahme, Materialabgabe und Bandübergabe jedoch so stark von den Messwerten ab, dass die Ursache nicht nur in der ungenauen Abschätzung des Feinstaubanteils liegen kann, sondern in der Berechnung der Emissionsfaktoren begründet ist. Dies zeigt sich daran, dass das Material der meisten Betriebsvorgänge als „außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut“ hätte beurteilt werden müssen, trotz teilweise trockenen Materials und erkennbarer Staubbildung, damit die VDI-Emissionsfaktoren den aus den Messungen berechneten annähernd entsprechen. Die Kategorie „außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut“ beschreibt jedoch u.a. tropfnasses Material [7]. Die Berechnungsvorschriften nach der VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 liefern für Vorgänge des Materialumschlags allgemein zu hohe Emissionsfaktoren.



Die für Fahrten von Mobilgeräten nach Blatt 3 und Blatt 4 der genannten Richtlinie bestimmten Emissionsfaktoren weichen ebenfalls von den messtechnisch ermittelten ab. Die Abweichung ist für die Fraktionen PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub> unterschiedlich hoch. Anhand des Faktors  $k_{K_{gv}}$  wird deutlich, dass in der VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 und Blatt 4 angenommen wird, der Anteil von PM<sub>2,5</sub> an PM<sub>10</sub> bei Emissionen, die durch Fahrbewegungen entstehen, betrage 10 %. Die Auswertung der Messungen zeigt jedoch, dass der Anteil zwischen 53,2 % und 70,2 % liegt (vgl. Kapitel 6.2). Das ist der Grund dafür, dass die nach der VDI-Richtlinie berechneten und die durch Messungen ermittelten Emissionsfaktoren für PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub> unterschiedlich stark voneinander abweichen. Eine Anpassung des Faktors  $k_{K_{gv}}$  wäre sinnvoll.

Des Weiteren berücksichtigt die VDI-Richtlinie 3790 Betriebsvorgänge/Staubquellen wie den Bohrbetrieb, den Bandtransport, die Materialzerkleinerung im Brecher sowie die Abwehungen von freien Tagebauflächen nicht.



## **8 Untersuchung der Auswirkung der Einflussfaktoren auf die Staubemissionen**

Die Ursache der in Kapitel 7 festgestellten Diskrepanz kann in Faktoren liegen, die die Höhe der Staubemissionen beeinflussen und nicht oder nicht ausreichend von der VDI-Richtlinie 3790 berücksichtigt werden. In diesem Kapitel soll der Einfluss der Faktoren Materialfeuchtigkeit, Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit, Jahreszeiten, Gesteinsgenese, Fahrzeuggewicht und der bergbaulichen Verfahren auf die Höhe der Staubemissionen ermittelt werden, um diese Einflussfaktoren bei Verfahren der Staubemissionsprognose besser berücksichtigen zu können und die Genauigkeit der Prognosen zu verbessern. Dazu werden die Einzelemissionsfaktoren hinsichtlich der Einflussfaktoren ausgewertet. Die Darstellung der Ergebnisse der Auswertung erfolgt tabellarisch und graphisch. Zudem sollen die Ursachen für den Einfluss der Faktoren auf die Staubemissionen benannt und dargestellt werden, inwieweit Blatt 3 und Blatt 4 der VDI-Richtlinie 3790 den Einfluss dieser Faktoren berücksichtigen.

### **8.1 Einfluss der Materialfeuchtigkeit auf die Staubemissionen**

Die Materialfeuchtigkeit ist für jede Staubbmessung bestimmt worden. Bei Umschlagsvorgängen wurde die Feuchtigkeit des umgeschlagenen Materials, bei Transport- und Leerfahrten die Feuchtigkeit der Fahrbahnoberfläche und bei Abwehungen von freien Tagebauflächen deren Feuchtigkeit erfasst. Beim Bohrbetrieb wurde die Feuchtigkeit des Bohrmehls bestimmt. Im Anhang sind die arithmetischen Mittelwerte der Einzelemissionsfaktoren der untersuchten Betriebsvorgänge, nach Betrieb und Materialfeuchtigkeit (< 5 %, 5 % - 10 %, > 10 %) sortiert, zusammengefasst. Zur Bestimmung des Einflusses der Materialfeuchtigkeit sind in Tabelle 8-1 bis Tabelle 8-5 die arithmetischen Mittelwerte der Einzelemissionsfaktoren für die Materialfeuchtigkeit unter 5 % und über 5 % dargestellt, da bei einer ganzen Reihe von Betriebsvorgängen keine Materialfeuchtigkeit über 10 % ermittelt wurde. Weiterhin gibt ein Faktor und ein Pfeil die Zu- oder Abnahme der Emissionen mit steigender Materialfeuchtigkeit an.

Muschelkalk					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	Materialfeuchtigkeit		Faktor
			< 5 %	> 5 %	
PM1	Materialaufnahme	mg/t	12,69	9,02	↓1,41
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	6,72	0,83	↓8,08
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	9,99	0,73	↓13,7
	Materialaufgabe	mg/t	231,1	20,80	↓11,1
	Prallbrecher	mg/t	2396	362,2	↓6,62
	Bandübergabe	mg/t	753,7	162,2	↓4,65
	Freifläche	mg/(m²*h)	2,65	16,35	↑6,16
PM2,5	Materialaufnahme	mg/t	13,11	9,48	↓1,38
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	7,08	0,85	↓8,36
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	10,36	0,74	↓13,9
	Materialaufgabe	mg/t	233,3	21,53	↓10,8
	Prallbrecher	mg/t	2442	370,1	↓6,60
	Bandübergabe	mg/t	759,5	163,3	↓4,65
	Freifläche	mg/(m²*h)	2,67	16,34	↑6,11
PM10	Materialaufnahme	mg/t	20,65	12,62	↓1,64
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	13,00	1,00	↓13,0
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	20,06	0,91	↓22,1
	Materialaufgabe	mg/t	311,2	30,19	↓10,3
	Prallbrecher	mg/t	3459	514,4	↓6,73
	Bandübergabe	mg/t	999,9	218,2	↓4,58
	Freifläche	mg/(m²*h)	3,54	16,61	↑4,70

Tabelle 8-1: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Materialfeuchtigkeit im Muschelkalk

Quarzsand					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	Materialfeuchtigkeit		Faktor
			< 5 %	> 5 %	
PM1	Materialaufnahme	mg/t	17,70	2,09	↓8,47
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1049	31,83	↓33,0
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1142	22,45	↓50,9
	Materialaufgabe	mg/t	95,53	10,71	↓8,92
	Bandtransport	mg/(m*h)	255,0	44,05	↓5,79
	Bandübergabe	mg/t	1,30	4,08	↑3,14
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	454,2	9,20	↓49,4
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	489,7	9,70	↓50,5
	Freifläche	mg/(m²*h)	4,36	1,31	↓3,12
PM2,5	Materialaufnahme	mg/t	18,04	2,13	↓8,48
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1073	32,10	↓33,4
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1164	22,70	↓51,3
	Materialaufgabe	mg/t	96,45	10,82	↓8,91
	Bandtransport	mg/(m*h)	268,4	44,35	↓6,05
	Bandübergabe	mg/t	1,37	4,35	↑3,18
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	464,7	9,25	↓50,3
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	507,0	9,84	↓51,5
	Freifläche	mg/(m²*h)	4,38	1,31	↓3,35
PM10	Materialaufnahme	mg/t	26,06	3,07	↓8,48
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1644	42,87	↓38,3
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1658	29,70	↓55,8
	Materialaufgabe	mg/t	130,6	13,88	↓9,41
	Bandtransport	mg/(m*h)	440,2	58,43	↓7,53
	Bandübergabe	mg/t	1,59	4,89	↑3,07
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	716,0	10,84	↓66,1
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	899,6	12,48	↓72,1
	Freifläche	mg/(m²*h)	5,83	1,50	↓3,89

Tabelle 8-2: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Materialfeuchtigkeit im Quarzsand

Rhyolith					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	Materialfeuchtigkeit		Faktor
			< 5 %	> 5 %	
PM1	Bohrbetrieb	mg/m	11216	-	-
	Materialaufnahme	mg/t	62,26	20,17	↓3,09
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	174,7	14,02	↓12,5
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	420,8	26,97	↓15,6
	Bandübergabe	mg/t	2472	4646	↑1,88
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	330,4	13,36	↓24,7
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	341,3	14,88	↓22,9
	Freifläche	mg/(m²*h)	19,80	17,32	↓1,14
PM2,5	Bohrbetrieb	mg/m	11471	-	-
	Materialaufnahme	mg/t	64,40	21,63	↓2,98
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	177,6	14,43	↓12,3
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	429,6	27,73	↓15,5
	Bandübergabe	mg/t	2525	4774	↑1,89
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	336,8	13,49	↓25,0
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	351,3	15,01	↓23,4
	Freifläche	mg/(m²*h)	20,50	18,81	↓1,09
PM10	Bohrbetrieb	mg/m	17394	-	-
	Materialaufnahme	mg/t	103,2	37,32	↓2,76
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	311,2	24,06	↓12,9
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	765,2	48,55	↓15,8
	Bandübergabe	mg/t	3881	7583	↑1,95
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	563,5	21,10	↓26,7
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	601,0	23,12	↓26,0
	Freifläche	mg/(m²*h)	25,63	19,23	↓1,33

Tabelle 8-3: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Materialfeuchtigkeit im Rhyolith

<b>Kalkstein</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Materialfeuchtigkeit</b>		<b>Faktor</b>
			<b>&lt; 5 %</b>	<b>&gt; 5 %</b>	
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	2943	-	-
	Materialaufnahme	mg/t	21,34	6,05	↓3,53
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	316,9	4,64	↓68,4
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	134,1	3,23	↓41,5
	Freifläche	mg/(m²*h)	6,64	8,73	↑1,32
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	3023	-	-
	Materialaufnahme	mg/t	22,30	6,36	↓3,51
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	329,4	4,79	↓68,8
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	139,8	3,31	↓42,2
	Freifläche	mg/(m²*h)	7,05	8,91	↑1,26
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	4662	-	-
	Materialaufnahme	mg/t	29,60	8,31	↓3,56
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	519,7	6,72	↓77,3
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	221,4	4,38	↓50,6
	Freifläche	mg/(m²*h)	9,46	9,04	↓1,05

**Tabelle 8-4: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Materialfeuchtigkeit im Kalkstein**

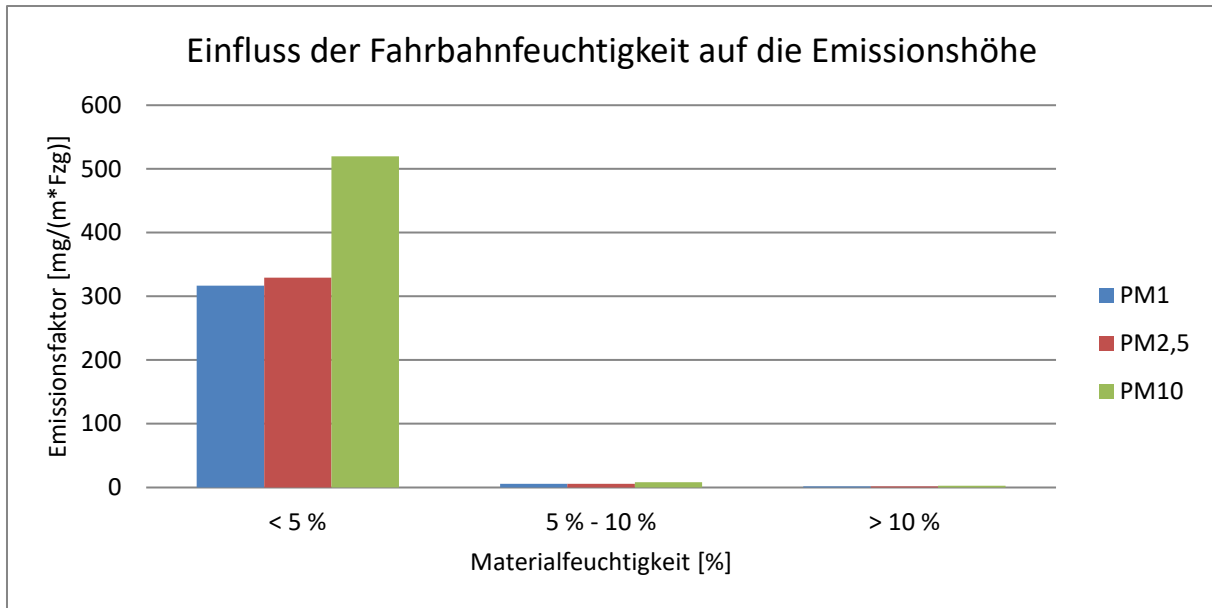
<b>Gabbro</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Materialfeuchtigkeit</b>		<b>Faktor</b>
			<b>&lt; 5 %</b>	<b>&gt; 5 %</b>	
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	24402	-	-
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	1101	6,83	↓161
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	608,4	2,02	↓301
	Abkippvorgang SKW	mg/t	137,4	216,2	↑1,57
	Freifläche	mg/(m²*h)	7,70	12,43	↑1,61
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	25045	-	-
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	1128	6,96	↓162
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	622,5	2,04	↓305
	Abkippvorgang SKW	mg/t	143,8	233,1	↑1,62
	Freifläche	mg/(m²*h)	7,84	12,00	↑1,53
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	34643	-	-
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	1672	9,60	↓174
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	922,6	2,51	↓368
	Abkippvorgang SKW	mg/t	198,1	288,5	↑1,46
	Freifläche	mg/(m²*h)	9,13	12,72	↑1,39

**Tabelle 8-5: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Materialfeuchtigkeit im Gabbro**

Den Tabellen ist zu entnehmen, dass bei 26 von insgesamt 34 untersuchten Betriebsvorgängen/Staubquellen die Materialfeuchtigkeit einen Einfluss auf die Höhe der PM10-Emissionen in der Form hat, dass diese umso niedriger sind, je nasser bzw. feuchter das Material ist, und diese umso höher sind, je trockener das Material ist.

Am deutlichsten ist der Einfluss der Materialfeuchtigkeit auf die Emissionen, die bei Transport- und Leerfahrten entstehen (siehe Abbildung 8-1).





**Abbildung 8-1: Einfluss der Fahrbahnfeuchtigkeit auf die Emissionshöhe der Transportfahrten der SKW im Kalkstein**

Die Abbildung 8-1 gibt die Höhe der arithmetischen Mittelwerte der Einzelemissionsfaktoren für PM1, PM2,5 und PM10 der Transportfahrten der SKW im Kalkstein in  $\text{mg}/(\text{m} \cdot \text{Fzg})$  nach der Feuchtigkeit der Fahrbahnoberfläche geordnet wieder. Bei einem Wassergehalt der Fahrbahnoberfläche unter 5 % beträgt der arithmetische Mittelwert der PM10-Emissionen  $519,7 \text{ mg}/(\text{m} \cdot \text{Fzg})$ , bei 5 % bis 10 % Feuchtigkeit  $8,06 \text{ mg}/(\text{m} \cdot \text{Fzg})$  und bei einem Wassergehalt der Oberfläche über 10 %  $2,70 \text{ mg}/(\text{m} \cdot \text{Fzg})$ . Dieser Zusammenhang wird auch bei den untersuchten Fahrbewegungen in den anderen Betrieben deutlich (siehe Tabelle 8-1 bis Tabelle 8-5).

Tabelle 8-1 bis Tabelle 8-5 zeigen, dass die Staubemissionen bei zunehmendem Wassergehalt der Fahrbahnoberfläche in erheblichem Maß abnehmen. Beim Vergleich zwischen den PM10-Emissionsfaktoren bei einem Wassergehalt der Fahrbahnoberfläche unter 5 % und über 5 % wird deutlich, dass sich die Emissionsfaktoren um das 12,9-Fache bis 368-Fache verringern.

Der Wassergehalt des Bohrmehls lag stets unter 5 %. Bei fünf Betriebsvorgängen/Staubquellen verursachte Material mit einem Wassergehalt über 5 % höhere PM10-Emissionen als Material mit einem Wassergehalt unter 5 %. Dies sind die Bandübergaben im Quarzsand und Rhyolith, der Abkippvorgang des Materials von den SKW in den Aufgabetrichter im Gabbro sowie die Abwehungen von freien Tagebauflächen im Muschelkalk und Gabbro. Die Oberfläche der freien Tagebauflächen verkrustete beim Abtrocknen, sodass auch bei trockener Oberfläche nur

geringe Emissionen durch Abwehen freigesetzt wurden. Beim Abkippvorgang der SKW in den Aufgabetrichter konnte kein Material zur Bestimmung des Wassergehalts entnommen werden. Daher wurde der Wassergehalt für Proben vom Haufwerk ermittelt. Dadurch ist die einwandfreie Zuordnung von Materialprobe und Emissionsmessung nur bedingt möglich und die Repräsentativität begrenzt. Dies trifft auch für den Betriebsvorgang der Bandübergabe zu, weil hier die Probenahme und die anschließenden Emissionsmessungen an einem kontinuierlichen Förderstrom erfolgten.

Dennoch hat die Materialfeuchtigkeit direkten Einfluss auf die Höhe der Staubemissionen, besonders auf jene, die durch Fahrbewegungen hervorgerufen werden. Denn mit steigender Feuchtigkeit nehmen die Haftkräfte, für die Flüssigkeitsbrücken ursächlich sind, zwischen den einzelnen Partikeln zu. Denn je höher die Materialfeuchtigkeit ist, umso mehr Flüssigkeitsbrücken bilden sich. [41] Durch die Verbindung der Partikel wird eine Aufwirbelung erschwert oder sogar verhindert. Staubemissionen werden reduziert oder unterbleiben.

Die PM10-Emissionen verringern sich im Schnitt im Muschelkalk um das 7,66-Fache, im Quarzsand um das 28,7-Fache, im Rhyolith um das 11,9-Fache, im Kalkstein um das 33,1-Fache und im Gabbro um das 135-Fache. Somit nehmen die PM10-Emissionen, über sämtliche untersuchten Betriebsvorgänge und Gesteinsarten betrachtet, im Mittel bei einer Veränderung der Materialfeuchtigkeit von unter 5 % auf über 5 % um das 34,4-Fache ab.

Die VDI-Richtlinie 3790 berücksichtigt diesen Umstand beim Umschlag von Schüttgütern in begrenztem Maße durch die Auswahl des Gewichtungsfaktors für außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut (siehe Kapitel 3.2) [7]. Die Gewichtungsfaktoren umschreiben jedoch die Neigung des betrachteten Materials zum Stauben in Gänze. Das Material kann somit nur als dauerhaft außergewöhnlich feucht oder dauerhaft anhand eines anderen Gewichtungsfaktors beschrieben werden. Wechselnde Feuchtigkeit und somit wechselnde Staubemissionen eines Materials werden durch die VDI-Richtlinie 3790 in dieser Form bei der Berechnung von Emissionsfaktoren für Umschläge von Schüttgütern nicht berücksichtigt. Bei der Berechnung von Emissionsfaktoren für Staubemissionen, die durch Fahrbewegungen verursacht werden, berücksichtigt die VDI-Richtlinie die Feuchtigkeit des Materials der Fahrbahnoberfläche indirekt über die Anzahl der Tage pro Jahr mit mehr als 0,3 mm (Blatt 3) bzw. mindestens 1 mm (Blatt 4) Niederschlag (siehe Kapitel 3.2) [7] [17]. Dieser Ansatz gibt jedoch die Feuchtigkeit der Fahrbahnoberfläche nicht zuverlässig wieder, da diese nicht ausschließlich vom Niederschlag, sondern u.a. auch von der Verdunstung oder dem Fahrbahnmaterial abhängt. An

Tagen mit einer hohen Verdunstungsrate wird die Feuchtigkeit der Fahrbahnoberfläche nach Niederschlag schneller reduziert als an Tagen mit einer geringen Verdunstungsrate. Die VDI-Richtlinie 3790 berücksichtigt somit bei den Berechnungsvorschriften für Emissionsfaktoren von Staubemissionen, die von Fahrbewegungen ausgehen, die Materialfeuchtigkeit der Fahrbahnoberfläche nicht im ausreichenden Maß.

## **8.2 Einfluss der Temperatur auf die Staubemissionen**

Die Lufttemperatur, die während einer Messung herrschte, wurde erfasst. Tabelle 8-6 bis Tabelle 8-10 enthalten die arithmetischen Mittelwerte der Emissionsfaktoren für die Temperaturbereiche ( $< 10\text{ °C}$  und  $> 20\text{ °C}$ ) sowie einen Faktor, der die Zunahme (grün) oder die Abnahme (rot) der Emissionen verdeutlicht. Die arithmetischen Mittelwerte der Emissionsfaktoren für  $10\text{ °C}$  bis  $20\text{ °C}$  sind im Anhang dargestellt.

Muschelkalk					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	Lufttemperatur		Faktor
			< 10 °C	> 20 °C	
PM1	Materialaufnahme	mg/t	11,96	13,62	↑1,14
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	0,24	11,24	↑46,8
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1,58	1,48	↓1,07
	Materialaufgabe	mg/t	25,04	42,47	↑1,70
	Prallbrecher	mg/t	1405	536,6	↓2,62
	Bandübergabe	mg/t	204,1	192,1	↓1,06
	Freifläche	mg/(m²*h)	14,45	7,28	↓1,98
PM2,5	Materialaufnahme	mg/t	12,38	13,85	↑1,12
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	0,25	11,56	↑46,2
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1,68	1,53	↓1,10
	Materialaufgabe	mg/t	25,51	43,86	↑1,72
	Prallbrecher	mg/t	1429	546,3	↓2,62
	Bandübergabe	mg/t	206,0	193,5	↓1,06
	Freifläche	mg/(m²*h)	14,45	7,27	↓1,99
PM10	Materialaufnahme	mg/t	19,41	20,19	↑1,04
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	0,42	15,93	↑37,9
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	3,02	2,55	↓1,18
	Materialaufgabe	mg/t	38,15	62,29	↑1,63
	Prallbrecher	mg/t	1913	730,9	↓2,62
	Bandübergabe	mg/t	278,7	257,9	↓1,08
	Freifläche	mg/(m²*h)	14,62	8,10	↓1,80

Tabelle 8-6: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Lufttemperatur im Muschelkalk

Quarzsand					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	Lufttemperatur		Faktor
			< 10 °C	> 20 °C	
PM1	Materialaufnahme	mg/t	0,10	6,65	↑66,5
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	68,48	1065	↑15,6
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	42,68	1264	↑29,6
	Materialaufgabe	mg/t	37,77	13,86	↓2,73
	Bandtransport	mg/(m*h)	88,66	54,26	↓1,63
	Bandübergabe	mg/t	4,30	6,29	↑1,46
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	180,7	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	53,25	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	1,93	2,03	↑1,05
PM2,5	Materialaufnahme	mg/t	0,11	6,78	↑61,6
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	69,14	1087	↑15,7
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	43,23	1287	↑29,8
	Materialaufgabe	mg/t	38,14	14,07	↓2,71
	Bandtransport	mg/(m*h)	92,67	55,07	↓1,68
	Bandübergabe	mg/t	4,53	6,74	↑1,49
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	183,7	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	54,36	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	1,96	2,02	↑1,03
PM10	Materialaufnahme	mg/t	0,15	9,76	↑65,1
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	95,56	1594	↑16,7
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	59,58	1815	↑30,5
	Materialaufgabe	mg/t	52,63	18,02	↓2,92
	Bandtransport	mg/(m*h)	154,9	75,81	↓2,04
	Bandübergabe	mg/t	5,15	7,42	↑1,44
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	260,9	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	74,07	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	2,06	2,26	↑1,10

Tabelle 8-7: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Lufttemperatur im Quarzsand

Rhyolith					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	Lufttemperatur		Faktor
			< 10 °C	> 20 °C	
PM1	Bohrbetrieb	mg/m	1960	7664	↑3,91
	Materialaufnahme	mg/t	54,30	28,55	↓1,90
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	16,86	46,50	↑2,76
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	2,18	119,0	↑54,6
	Bandübergabe	mg/t	7317	-	-
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	14,77	-	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	10,19	-	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	10,69	0,74	↓14,4
PM2,5	Bohrbetrieb	mg/m	1999	8070	↑4,04
	Materialaufnahme	mg/t	56,26	29,87	↓1,88
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	17,13	47,54	↑2,78
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	2,22	121,8	↑54,9
	Bandübergabe	mg/t	7479	-	-
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	15,12	-	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	10,3	-	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	11,18	1,13	↓9,89
PM10	Bohrbetrieb	mg/m	3064	14689	↑4,79
	Materialaufnahme	mg/t	91,23	51,29	↓1,78
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	26,51	76,84	↑2,90
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	3,33	220,5	↑66,2
	Bandübergabe	mg/t	11478	-	-
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	24,46	-	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	14,49	-	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	13,11	3,26	↓4,02

Tabelle 8-8: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Lufttemperatur im Rhyolith

<b>Kalkstein</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Lufttemperatur</b>		<b>Faktor</b>
			<b>&lt; 10 °C</b>	<b>&gt; 20 °C</b>	
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	1779	2417	↑1,36
	Materialaufnahme	mg/t	27,36	4,40	↓6,22
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	46,16	1275	↑27,6
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	10,32	292,6	↑28,4
	Freifläche	mg/(m²*h)	3,85	3,73	↓1,03
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	1832	2476	↑1,35
	Materialaufnahme	mg/t	28,64	4,60	↓6,23
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	47,48	1328	↑28,0
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	10,47	309,2	↑29,5
	Freifläche	mg/(m²*h)	4,02	3,61	↓1,11
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	2592	3775	↑1,46
	Materialaufnahme	mg/t	37,09	6,72	↓5,52
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	71,79	2054	↑28,6
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	13,51	479,4	↑35,5
	Freifläche	mg/(m²*h)	4,19	3,98	↓1,05

**Tabelle 8-9: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Lufttemperatur im Kalkstein**

<b>Gabbro</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Lufttemperatur</b>		<b>Faktor</b>
			<b>&lt; 10 °C</b>	<b>&gt; 20 °C</b>	
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	26567	28369	↑1,07
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	3,74	1214	↑325
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	10,75	532,2	↑49,5
	Abkippvorgang SKW	mg/t	15,34	153,6	↑10,0
	Freifläche	mg/(m²*h)	9,84	16,83	↑1,71
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	27207	29121	↑1,07
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	3,77	1245	↑330
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	10,83	546,9	↑50,5
	Abkippvorgang SKW	mg/t	15,88	161,7	↑10,2
	Freifläche	mg/(m²*h)	9,87	17,09	↑1,73
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	35582	43772	↑1,23
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	4,46	1885	↑423
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	14,51	811,5	↑55,9
	Abkippvorgang SKW	mg/t	22,41	225,0	↑10,0
	Freifläche	mg/(m²*h)	10,67	20,48	↑1,92

**Tabelle 8-10: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Lufttemperatur im Gabbro**

Bei 19 von 34 untersuchten Betriebsvorgängen/Staubquellen nehmen die Emissionen mit steigender Lufttemperatur zu. Eine Abnahme der Staubemissionen bei zunehmender Lufttemperatur ist bei zehn Betriebsvorgängen/Staubquellen festzustellen. Somit ist bei der Gesamtheit der Betriebsvorgänge kein Zusammenhang zwischen Lufttemperatur und der Höhe der Staubemissionen zu erkennen. Bei der separaten Betrachtung von Betriebsvorgängen zeigt sich, dass beim Bohrbetrieb sowie bei Transport- und Leerfahrten ein Zusammenhang zwischen Temperatur und Staubemissionen gegeben ist. In sämtlichen untersuchten Betrieben nehmen die Staubemissionen beim Bohrbetrieb und der Transportfahrt beim Anstieg der Temperaturen von unter 10 °C auf über 20 °C zu. Dies trifft auch, abgesehen vom Muschelkalk, auf die Leerfahrt zu. Bei fünf Betriebsvorgängen/Staubquellen traten entweder keine Temperaturen unter 10 °C oder über 20 °C auf. Die Lufttemperatur wird von der VDI-Richtlinie 3790 nicht berücksichtigt.



### 8.3 Einfluss der relativen Luftfeuchtigkeit auf die Staubemissionen

Die relative Luftfeuchtigkeit wurde ebenfalls zu jeder Emissionsmessung erfasst. Die Tabelle 8-11 bis Tabelle 8-15 enthalten die Emissionsfaktoren nach der Höhe der relativen Luftfeuchtigkeit (< 50 % und > 75 %) gruppiert sowie einen Faktor, der die Ab- (grün) und Zunahme (rot) der Emissionen bei steigender relativer Luftfeuchtigkeit angibt. Die Emissionsfaktoren für den Bereich 50 % bis 75 % sind im Anhang aufgeführt.

Muschelkalk					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	relative Luftfeuchtigkeit		Faktor
			< 50 %	> 75 %	
PM1	Materialaufnahme	mg/t	21,49	8,96	↓2,40
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	9,22	0,95	↓9,71
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	16,34	0,95	↓17,2
	Materialaufgabe	mg/t	318,6	7,22	↓44,1
	Prallbrecher	mg/t	1069	821,0	↓1,30
	Bandübergabe	mg/t	437,3	151,5	↓2,89
	Freifläche	mg/(m²*h)	3,12	-	-
PM2,5	Materialaufnahme	mg/t	22,04	9,41	↓2,34
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	9,83	0,97	↓10,1
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	16,92	0,97	↓17,4
	Materialaufgabe	mg/t	321,5	7,50	↓42,9
	Prallbrecher	mg/t	1106	838,7	↓1,32
	Bandübergabe	mg/t	440,9	152,2	↓2,90
	Freifläche	mg/(m²*h)	3,17	-	-
PM10	Materialaufnahme	mg/t	35,04	12,65	↓2,77
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	20,13	1,16	↓17,4
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	32,47	1,18	↓27,5
	Materialaufgabe	mg/t	428,9	10,82	↓39,6
	Prallbrecher	mg/t	2189	1161	↓1,89
	Bandübergabe	mg/t	712,0	190,7	↓3,73
	Freifläche	mg/(m²*h)	4,53	-	-

Tabelle 8-11: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit im Muschelkalk

Quarzsand					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	relative Luftfeuchtigkeit		Faktor
			< 50 %	> 75 %	
PM1	Materialaufnahme	mg/t	10,66	0,26	↓41,0
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1209	0,14	↓8636
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1274	1,71	↓745
	Materialaufgabe	mg/t	54,01	0,80	↓67,5
	Bandtransport	mg/(m*h)	148,2	4,16	↓35,6
	Bandübergabe	mg/t	9,95	3,53	↓2,82
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	554,3	3,77	↓147
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	936,4	1,68	↓557
	Freifläche	mg/(m²*h)	3,54	1,22	↓2,90
PM2,5	Materialaufnahme	mg/t	10,86	0,27	↓40,2
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1239	0,14	↓8850
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1299	1,74	↓747
	Materialaufgabe	mg/t	54,55	0,82	↓66,5
	Bandtransport	mg/(m*h)	153,1	4,53	↓33,8
	Bandübergabe	mg/t	10,67	3,67	↓2,91
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	568,4	3,75	↓152
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	969,9	1,73	↓561
	Freifläche	mg/(m²*h)	3,54	1,22	↓2,90
PM10	Materialaufnahme	mg/t	15,79	0,30	↓52,6
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1935	0,16	↓12094
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1861	2,49	↓747
	Materialaufgabe	mg/t	72,78	0,87	↓83,7
	Bandtransport	mg/(m*h)	233,6	5,24	↓44,6
	Bandübergabe	mg/t	11,99	4,07	↓2,95
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	899,5	3,74	↓241
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	1745	1,80	↓969
	Freifläche	mg/(m²*h)	4,71	1,33	↓3,54

Tabelle 8-12: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit im Quarzsand

Rhyolith					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	relative Luftfeuchtigkeit		Faktor
			< 50 %	> 75 %	
PM1	Bohrbetrieb	mg/m	19546	2701	↓7,24
	Materialaufnahme	mg/t	61,73	24,50	↓2,52
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	72,42	5,13	↓14,1
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	332,9	0,39	↓854
	Bandübergabe	mg/t	3405	7901	↑2,32
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	441,9	-	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	507,5	-	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	11,37	8,96	↓1,27
PM2,5	Bohrbetrieb	mg/m	19989	2748	↓7,27
	Materialaufnahme	mg/t	64,13	26,17	↓2,45
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	73,64	5,28	↓13,9
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	340,1	0,39	↓872
	Bandübergabe	mg/t	3466	8104	↑2,34
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	450,3	-	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	522,6	-	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	11,79	10,20	↓1,16
PM10	Bohrbetrieb	mg/m	29303	4260	↓6,88
	Materialaufnahme	mg/t	105,9	44,82	↓2,36
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	123,5	8,61	↓14,3
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	602,3	0,49	↓1229
	Bandübergabe	mg/t	5245	12564	↑2,40
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	753,6	-	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	895,8	-	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	15,26	12,37	↓1,23

Tabelle 8-13: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit im Rhyolith

<b>Kalkstein</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>relative Luftfeuchtigkeit</b>		<b>Faktor</b>
			<b>&lt; 50 %</b>	<b>&gt; 75 %</b>	
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	8628	1611	↓5,36
	Materialaufnahme	mg/t	8,72	6,93	↓1,26
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	626,2	1,93	↓324
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	255,2	1,16	↓220
	Freifläche	mg/(m²*h)	5,51	9,41	↑1,71
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	8888	1665	↓5,34
	Materialaufnahme	mg/t	9,22	7,17	↓1,29
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	652,6	2,05	↓318
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	267,0	1,21	↓221
	Freifläche	mg/(m²*h)	5,84	9,53	↑1,63
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	14542	2416	↓6,02
	Materialaufnahme	mg/t	13,40	8,76	↓1,53
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	1030	2,43	↓424
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	425,9	1,37	↓311
	Freifläche	mg/(m²*h)	8,60	9,63	↑1,12

Tabelle 8-14: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit im Kalkstein

<b>Gabbro</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>relative Luftfeuchtigkeit</b>		<b>Faktor</b>
			<b>&lt; 50 %</b>	<b>&gt; 75 %</b>	
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	24092	-	-
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	1625	3,48	↓467
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	847,9	1,88	↓451
	Abkippvorgang SKW	mg/t	105,4	0,78	↓135
	Freifläche	mg/(m²*h)	8,61	12,43	↑1,44
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	24736	-	-
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	1665	3,51	↓474
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	868,2	1,90	↓457
	Abkippvorgang SKW	mg/t	111,0	0,83	↓134
	Freifläche	mg/(m²*h)	8,77	12,00	↑1,37
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	34509	-	-
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	2462	3,86	↓638
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	1291	2,12	↓609
	Abkippvorgang SKW	mg/t	153,1	1,20	↓128
	Freifläche	mg/(m²*h)	10,34	12,72	↑1,23

Tabelle 8-15: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit im Gabbro

Bei 27 Betriebsvorgängen/Staubquellen nehmen die PM10-Emissionen mit steigender relativer Luftfeuchtigkeit ab. Bei drei untersuchten Betriebsvorgängen erhöhen sich die PM10-Emissionen. Zu diesen gehören die Abwehungen von freien Tagebauflächen im Kalkstein und Gabbro sowie die Bandübergabe im Rhyolith. Darüber hinaus trat im Untersuchungszeitraum bei vier Betriebsvorgängen keine relative Luftfeuchtigkeit über 75 % auf. Die Auswertung macht deutlich, dass zwischen relativer Luftfeuchtigkeit und Staubemissionen ein Zusammenhang besteht. Mit zunehmender relativer Luftfeuchtigkeit sinken die Staubemissionen. Bei höherer relativer Luftfeuchtigkeit agglomerieren Staubpartikel besser miteinander zu größeren Gebilden, die dann leichter sedimentieren können [42]. Darüber hinaus können sich die Gebilde in Bezug auf ihre Größe außerhalb des Messbereichs der Staubmessgeräte bewegen. Der Messbereich endet bei 15 µm [21]. Im Muschelkalk nehmen die PM10-Emissionen durchschnittlich um das 15,5-Fache, im Quarzsand um das 1.582-Fache, im Rhyolith um das 209-Fache, im Kalkstein um das 148-Fache und im Gabbro um das 343-

Fache ab. Der hohe Reduktionsfaktor im Quarzsand ist auf die erhebliche Abnahme bei der Transportfahrt des Radladers mit einem Faktor von 12.094 zurückzuführen. Bleibt dieser Betriebsvorgang unberücksichtigt, nehmen die PM10-Emissionen im Quarzsand um das 268-Fache ab. Insgesamt beträgt die Abnahme das 193-Fache bzw. das 590-Fache unter Berücksichtigung der Transportfahrt des Radladers im Quarzsand. Die relative Luftfeuchtigkeit wird von Blatt 3 und Blatt 4 der VDI-Richtlinie 3790 nicht berücksichtigt.

#### **8.4 Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die Staubemissionen**

Um die Abhängigkeit der Staubemissionen von der Windgeschwindigkeit zu bestimmen, wurde auch diese während der jeweiligen Messung erfasst. Diesbezüglich sind die arithmetischen Mittelwerte der Emissionsfaktoren in Tabelle 8-16 bis Tabelle 8-20 für die Windgeschwindigkeiten unter 1 m/s und über 2 m/s sowie ein Faktor, der die Zu- (grün) und Abnahme (rot) verdeutlicht, angegeben. Die Mittelwerte der Emissionsfaktoren für Windgeschwindigkeiten zwischen 1 m/s und 2 m/s sind im Anhang dargestellt.

Muschelkalk					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	Windgeschwindigkeit		Faktor
			< 1 m/s	> 2 m/s	
PM1	Materialaufnahme	mg/t	8,21	25,35	↑3,09
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1,13	4,11	↑3,64
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	0,87	5,05	↑5,80
	Materialaufgabe	mg/t	55,19	239,7	↑4,34
	Prallbrecher	mg/t	250,9	2650	↑10,6
	Bandübergabe	mg/t	308,0	1525	↑4,95
	Freifläche	mg/(m²*h)	1,92	13,65	↑7,11
PM2,5	Materialaufnahme	mg/t	8,49	26,34	↑3,10
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1,16	4,27	↑3,68
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	0,90	5,26	↑5,84
	Materialaufgabe	mg/t	56,09	242,8	↑4,33
	Prallbrecher	mg/t	256,5	2698	↑10,5
	Bandübergabe	mg/t	309,8	1538	↑4,96
	Freifläche	mg/(m²*h)	1,94	13,68	↑7,05
PM10	Materialaufnahme	mg/t	12,35	42,87	↑3,47
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1,77	6,79	↑3,84
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1,49	9,77	↑6,56
	Materialaufgabe	mg/t	81,67	340,8	↑4,17
	Prallbrecher	mg/t	370,9	3693	↑9,96
	Bandübergabe	mg/t	399,7	2018	↑5,05
	Freifläche	mg/(m²*h)	2,48	14,72	↑5,94

Tabelle 8-16: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit im Muschelkalk

Quarzsand					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	Windgeschwindigkeit		Faktor
			< 1 m/s	> 2 m/s	
PM1	Materialaufnahme	mg/t	1,15	23,89	↑20,8
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	508,9	1413	↑2,78
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	571,1	1044	↑1,83
	Materialaufgabe	mg/t	7,72	50,08	↑6,49
	Bandtransport	mg/(m*h)	9,52	195,4	↑20,5
	Bandübergabe	mg/t	1,30	13,14	↑10,1
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	166,5	204,0	↑1,23
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	124,5	140,7	↑1,13
	Freifläche	mg/(m²*h)	0,82	2,69	↑3,28
PM2,5	Materialaufnahme	mg/t	1,17	24,34	↑20,8
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	518,2	1452	↑2,80
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	582,8	1065	↑1,83
	Materialaufgabe	mg/t	7,79	50,52	↑6,49
	Bandtransport	mg/(m*h)	9,40	201,7	↑21,5
	Bandübergabe	mg/t	1,38	13,91	↑10,1
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	169,4	208,1	↑1,23
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	127,6	144,2	↑1,13
	Freifläche	mg/(m²*h)	0,82	2,70	↑3,29
PM10	Materialaufnahme	mg/t	1,64	35,76	↑21,8
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	745,3	2376	↑3,19
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	824,6	1575	↑1,91
	Materialaufgabe	mg/t	10,04	67,75	↑6,75
	Bandtransport	mg/(m*h)	11,88	298,0	↑25,1
	Bandübergabe	mg/t	1,53	15,63	↑10,2
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	249,1	306,7	↑1,23
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	223,7	238,6	↑1,07
	Freifläche	mg/(m²*h)	0,84	3,34	↑3,98

Tabelle 8-17: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit im Quarzsand



Rhyolith					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	Windgeschwindigkeit		Faktor
			< 1 m/s	> 2 m/s	
PM1	Bohrbetrieb	mg/m	1501	30364	↑20,2
	Materialaufnahme	mg/t	28,04	145,7	↑5,20
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	59,19	164,3	↑2,78
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	80,81	886,7	↑11,0
	Bandübergabe	mg/t	393,3	12291	↑31,3
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	4,33	831,4	↑192
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	1,01	554,2	↑549
	Freifläche	mg/(m²*h)	0,72	30,56	↑42,4
PM2,5	Bohrbetrieb	mg/m	1548	30996	↑20,0
	Materialaufnahme	mg/t	29,00	152,2	↑5,25
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	60,03	167,6	↑2,79
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	82,28	905,3	↑11,0
	Bandübergabe	mg/t	409,1	12607	↑30,8
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	4,37	847,2	↑194
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	1,02	570,6	↑559
	Freifläche	mg/(m²*h)	0,87	31,64	↑36,4
PM10	Bohrbetrieb	mg/m	2625	45750	↑17,4
	Materialaufnahme	mg/t	45,61	254,6	↑5,58
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	101,5	299,6	↑2,95
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	143,8	1590	↑11,1
	Bandübergabe	mg/t	688,4	19759	↑28,7
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	6,25	1419	↑227
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	1,39	978,1	↑704
	Freifläche	mg/(m²*h)	2,20	38,69	↑17,6

Tabelle 8-18: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit im Rhyolith

<b>Kalkstein</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Windgeschwindigkeit</b>		<b>Faktor</b>
			<b>&lt; 1 m/s</b>	<b>&gt; 2 m/s</b>	
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	1390	5843	↑4,20
	Materialaufnahme	mg/t	11,77	8,14	↓1,45
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	67,63	254,8	↑3,77
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	42,32	134,6	↑3,18
	Freifläche	mg/(m²*h)	1,19	10,78	↑9,06
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	1430	6005	↑4,20
	Materialaufnahme	mg/t	12,37	8,56	↓1,45
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	70,21	264,8	↑3,77
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	43,94	140,7	↑3,20
	Freifläche	mg/(m²*h)	1,25	11,22	↑8,98
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	2036	9350	↑4,59
	Materialaufnahme	mg/t	16,15	11,39	↓1,42
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	110,9	414,0	↑3,73
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	71,00	220,2	↑3,10
	Freifläche	mg/(m²*h)	1,73	13,01	↑7,52

**Tabelle 8-19: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit im Kalkstein**

<b>Gabbro</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Windgeschwindigkeit</b>		<b>Faktor</b>
			<b>&lt; 1 m/s</b>	<b>&gt; 2 m/s</b>	
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	15076	61233	↑4,06
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	304,1	2018	↑6,64
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	233,4	1011	↑4,33
	Abkippvorgang SKW	mg/t	79,55	214,3	↑2,69
	Freifläche	mg/(m²*h)	2,12	14,15	↑6,67
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	15504	62865	↑4,05
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	310,2	2069	↑6,67
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	238,4	1036	↑4,35
	Abkippvorgang SKW	mg/t	82,32	227,9	↑2,77
	Freifläche	mg/(m²*h)	2,17	14,40	↑6,64
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	21509	84620	↑3,93
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	454,2	3076	↑6,77
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	351,3	1543	↑4,39
	Abkippvorgang SKW	mg/t	116,5	301,0	↑2,58
	Freifläche	mg/(m²*h)	2,35	16,82	↑7,16

**Tabelle 8-20: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit im Gabbro**

Der Inhalt der Tabellen zeigt, dass bei 33 Betriebsvorgängen/Staubquellen die PM10-Emissionen mit zunehmender Windstärke ansteigen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass mit zunehmender Windgeschwindigkeit mehr Energie auf die Materialpartikel wirkt und sich diese somit verstärkt aus dem Materialverband lösen. Bei der Materialaufnahme mit dem Tieflöffelbagger im Kalkstein ist dieser Zusammenhang nicht gegeben. Dies trifft auch für die PM1- und PM2,5-Emissionen dieses Betriebsvorgangs zu. Aus der Betrachtung der Materialfeuchtigkeit wird jedoch ersichtlich, dass diese die Werte beeinflusst. Bei der Materialaufnahme im Kalkstein liegt der Anteil der Messungen, bei denen der Wassergehalt des Materials unter 5 % lag, für Windgeschwindigkeiten unter 1 m/s bei 30 % und bei Windgeschwindigkeiten über 2 m/s bei 15 %. Hieran wird deutlich, dass der Einfluss der Materialfeuchtigkeit den Einfluss der Windgeschwindigkeiten auf die Staubemissionen überlagert. Insgesamt kann jedoch festgehalten werden, dass die Staubemissionen der untersuchten Betriebsvorgänge/Staubquellen mit zunehmender Windgeschwindigkeit ansteigen. Im Muschelkalk nehmen die Emissionen um das 5,57-Fache, im Quarzsand um das

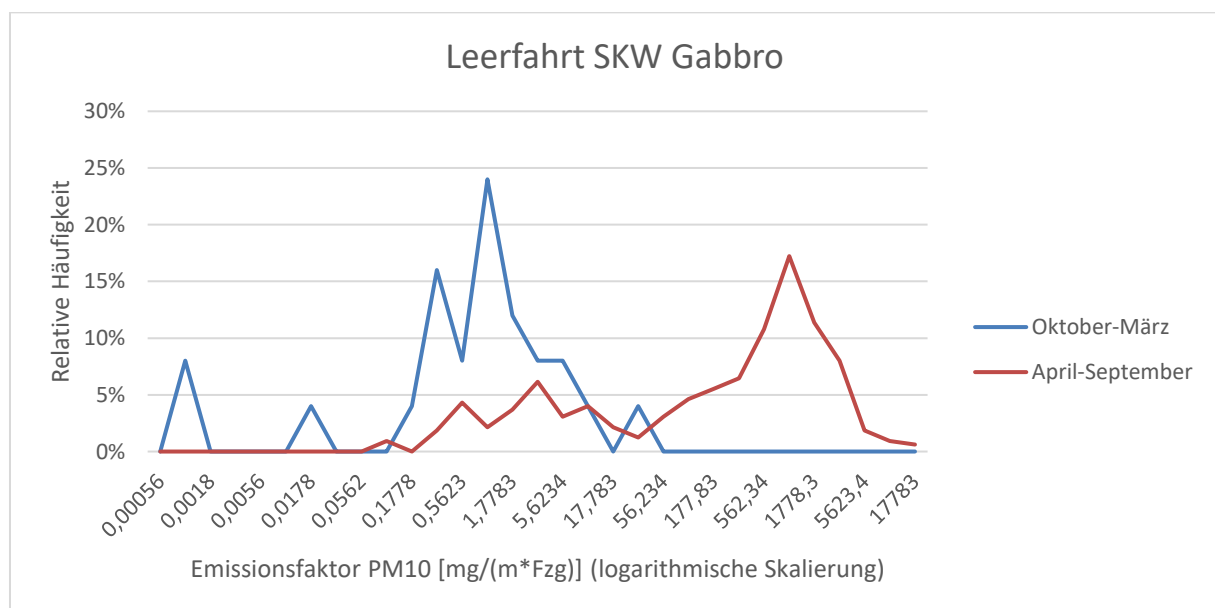
8,36-Fache, im Rhyolith um das 127-Fache, im Kalkstein um das 3,5-Fache, im Gabbro um das 4,97-Fache und somit insgesamt um das 34,5-Fache zu.

Die Windgeschwindigkeit wird in den Blättern 3 und 4 der VDI-Richtlinie 3790 bei der Bestimmung der Emissionsfaktoren nicht berücksichtigt.

### 8.5 Einfluss der Jahreszeiten auf die Staubemissionen

Wie bereits dargestellt, beeinflusst die Feuchtigkeit des Materials oder der Fahrbahn die Höhe der Staubemissionen. Da die Feuchtigkeit des Materials und insbesondere die der Fahrbahnen von den klimatischen Bedingungen abhängen und sich diese im Laufe der Jahreszeiten ändern, wird untersucht, inwieweit die Jahreszeiten die Höhe der Staubemissionen beeinflussen.

Dazu werden die relativen Häufigkeitsverteilungen der Einzelemissionsfaktoren der Monate Oktober-März und April-September gebildet und gegenübergestellt. In der Abbildung 8-2 ist dies für die Leerfahrt der SKW im Gabbro dargestellt.



**Abbildung 8-2: Einfluss der Jahreszeiten auf die Emissionen**

Die Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren der Monate März-Oktober ist blau und die der Monate April-September ist rot dargestellt. Der arithmetische Mittelwert der Einzelemissionsfaktoren der Monate Oktober-März beträgt  $2,10 \text{ mg}/(\text{m}^3 \cdot \text{Fzg})$  und für den Zeitraum April-September  $781,1 \text{ mg}/(\text{m}^3 \cdot \text{Fzg})$ . Dieser Sachverhalt zeigt sich bei der überwiegenden Anzahl an Betriebsvorgängen/Staubquellen. Die arithmetischen Mittelwerte

der Einzelemissionsfaktoren der Betriebsvorgänge dieser Zeiträume sind in Tabelle 8-21 bis Tabelle 8-25 dargestellt.

Muschelkalk					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	April- September	Oktober- März	Faktor
PM1	Materialaufnahme	mg/t	12,28	9,57	↓1,28
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	4,81	0,26	↓18,5
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	7,06	0,41	↓17,2
	Materialaufgabe	mg/t	184,4	17,01	↓10,8
	Prallbrecher	mg/t	1244	81,12	↓15,3
	Bandübergabe	mg/t	622,5	193,6	↓3,22
	Freifläche	mg/(m²*h)	3,86	17,52	↑4,54
PM2,5	Materialaufnahme	mg/t	12,72	10,02	↓1,27
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	5,05	0,26	↓19,4
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	7,31	0,43	↓17,0
	Materialaufgabe	mg/t	186,3	17,40	↓10,7
	Prallbrecher	mg/t	1268	83,85	↓15,1
	Bandübergabe	mg/t	627,2	195,2	↓3,21
	Freifläche	mg/(m²*h)	3,88	17,51	↑4,51
PM10	Materialaufnahme	mg/t	20,00	13,20	↓1,52
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	8,79	0,43	↓20,4
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	13,79	0,67	↓20,6
	Materialaufgabe	mg/t	248,9	24,08	↓10,3
	Prallbrecher	mg/t	1782	133,1	↓13,4
	Bandübergabe	mg/t	827,3	256,5	↓3,23
	Freifläche	mg/(m²*h)	4,68	17,76	↑3,79

Tabelle 8-21: Jahreszeitliche Emissionsfaktoren im Muschelkalk

Quarzsand					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	April- September	Oktober- Mai	Faktor
PM1	Materialaufnahme	mg/t	6,26	0,12	↓52,2
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	850,2	0,20	↓4251
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	982,2	0,26	↓3778
	Materialaufgabe	mg/t	35,17	2,01	↓17,5
	Bandtransport	mg/(m*h)	86,48	5,26	↓16,4
	Bandübergabe	mg/t	3,63	4,01	↑1,10
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	195,6	-	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	220,9	-	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	2,51	1,43	↓1,76
PM2,5	Materialaufnahme	mg/t	6,37	0,13	↓49,0
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	869,3	0,21	↓4140
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1000	0,27	↓3704
	Materialaufgabe	mg/t	35,51	2,05	↓17,3
	Bandtransport	mg/(m*h)	88,80	5,38	↓16,5
	Bandübergabe	mg/t	3,88	4,23	↑1,09
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	200,0	-	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	228,6	-	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	2,51	1,46	↓1,72
PM10	Materialaufnahme	mg/t	9,22	0,15	↓61,5
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1329	0,30	↓4430
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1421	0,31	↓4584
	Materialaufgabe	mg/t	47,37	2,25	↓21,1
	Bandtransport	mg/(m*h)	130,1	6,49	↓20,0
	Bandübergabe	mg/t	4,35	4,85	↑1,11
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	306,3	-	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	402,8	-	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	3,26	1,53	↓2,13

Tabelle 8-22: Jahreszeitliche Emissionsfaktoren im Quarzsand

Rhyolith					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	April- September	Oktober- März	Faktor
PM1	Bohrbetrieb	mg/m	17102	1269	↓13,5
	Materialaufnahme	mg/t	32,98	70,34	↑2,13
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	156,1	29,31	↓5,33
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	395,0	14,77	↓26,7
	Bandübergabe	mg/t	839,4	9873	↑11,8
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	1028	4,86	↓212
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	409,8	8,03	↓51,0
	Freifläche	mg/(m²*h)	1,64	47,36	↑28,9
PM2,5	Bohrbetrieb	mg/m	17494	1292	↓13,5
	Materialaufnahme	mg/t	34,31	73,39	↑2,14
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	158,7	29,72	↓5,34
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	403,3	15,10	↓26,7
	Bandübergabe	mg/t	879,3	10091	↑11,5
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	1047	4,94	↓212
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	421,9	8,07	↓52,3
	Freifläche	mg/(m²*h)	2,25	48,28	↑21,5
PM10	Bohrbetrieb	mg/m	26526	1961	↓13,5
	Materialaufnahme	mg/t	55,02	121,2	↑2,20
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	279,5	45,27	↓6,17
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	718,4	25,26	↓28,4
	Bandübergabe	mg/t	1561	15524	↑9,94
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	1754	7,52	↓233
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	722,5	10,52	↓68,7
	Freifläche	mg/(m²*h)	4,67	57,06	↑12,2

Tabelle 8-23: Jahreszeitliche Emissionsfaktoren im Rhyolith

<b>Kalkstein</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>April- September</b>	<b>Oktober- März</b>	<b>Faktor</b>
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	3486	1779	↓1,96
	Materialaufnahme	mg/t	2,35	27,36	↑11,6
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	269,9	46,16	↓5,85
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	122,5	10,32	↓11,9
	Freifläche	mg/(m²*h)	8,23	3,85	↓2,14
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	3579	1832	↓1,95
	Materialaufnahme	mg/t	2,48	28,64	↑11,5
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	280,8	47,48	↓5,91
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	127,8	10,47	↓12,2
	Freifläche	mg/(m²*h)	8,62	4,02	↓2,14
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	5629	2592	↓2,17
	Materialaufnahme	mg/t	3,47	37,09	↑10,7
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	443,9	71,79	↓6,18
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	203,3	13,51	↓15,0
	Freifläche	mg/(m²*h)	10,77	4,19	↓2,57

Tabelle 8-24: Jahreszeitliche Emissionsfaktoren im Kalkstein



<b>Gabbro</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>April- September</b>	<b>Oktober- März</b>	<b>Faktor</b>
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	24092	26567	↑1,10
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	956,5	2,64	↓362
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	515,1	1,84	↓280
	Abkippvorgang SKW	mg/t	155,6	15,34	↓10,1
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	7,31	9,84	↑1,35
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	24736	27207	↑1,10
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	979,8	2,66	↓368
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	527,0	1,86	↓283
	Abkippvorgang SKW	mg/t	164,1	15,88	↓10,3
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	7,47	9,87	↑1,32
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	34509	35582	↑1,03
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	1452	3,04	↓478
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	781,1	2,10	↓372
	Abkippvorgang SKW	mg/t	219,8	22,41	↓9,81
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	8,85	10,67	↑1,21

**Tabelle 8-25: Jahreszeitliche Emissionsfaktoren im Gabbro**

Insgesamt wurden 34 Betriebsvorgänge bzw. Staubquellen untersucht. Bei 24 Betriebsvorgängen sind die Emissionen von April bis September höher als von Oktober bis März. Die Emissionen von acht Betriebsvorgängen fallen zwischen Oktober und März höher aus. Dies sind u.a. die Emissionen der Bandübergaben im Quarzsand und Rhyolith sowie die Emissionen, die durch Abwehungen von freien Tagebauflächen im Muschelkalk, Rhyolith und Gabbro entstehen. Die Emissionen der Transport- und Leerfahrt der Dumper im Quarzsand können nicht bewertet werden, da diese nur zwischen April und September eingesetzt wurden.

Die PM10-Emissionen sind durchschnittlich im Zeitraum von Oktober bis März im Muschelkalk um das 9,38-Fache, im Quarzsand um das 1.303-Fache, im Rhyolith um das 40,7-Fache, im Kalkstein um das 3,04-Fache und im Gabbro um das 172-Fache niedriger als im Zeitraum von April bis September. Insgesamt reduzieren sich die PM10-Emissionen durchschnittlich um das 325-Fache.

Verantwortlich für die höheren Emissionen, die im Zeitraum April bis September bei der Mehrzahl der Betriebsvorgänge gemessen wurden, und für die niedrigeren von Oktober bis März erfassten Emissionen ist das Zusammenspiel zwischen Niederschlag und Verdunstung. Zwischen April und September ist die Verdunstung aufgrund der stärkeren Sonneneinstrahlung höher als zwischen Oktober und März [11]. Dies führt zu einer erhöhten Abnahme der Materialfeuchtigkeit während des Sommerhalbjahres. Da insbesondere das Material der Oberflächen Wasserdampf an die Atmosphäre abgibt, ist der beschriebene Einfluss bei Haufwerken nicht so deutlich ausgeprägt wie bei Fahrbahnoberflächen. Dies schlägt sich auch in den gemessenen Emissionen der jeweiligen Betriebsvorgänge/Staubquellen nieder. Bei freien Tagebauflächen wiederum wirkt der Effekt der Verkrustung, der beim Trocknen der Flächen auftritt, dem Effekt der sinkenden Materialfeuchtigkeit im Hinblick auf die Staubemissionen entgegen.

Die VDI-Richtlinie 3790 berücksichtigt die Jahreszeiten bei den Berechnungsvorschriften nicht.

### **8.6 Einfluss der Gesteinsgenese auf die Staubemissionen**

Zur Herausarbeitung des Einflusses der Gesteinsgenese auf die Höhe der Staubemissionen werden die Emissionen der Betriebsvorgänge/Staubquellen, die in mindestens zwei im Hinblick auf die Gesteinsgenese (Sedimente, Sedimentgesteine, magmatische Gesteine) unterschiedlichen Betrieben erfasst wurden, miteinander anhand der Einzelemissionsfaktoren und deren arithmetischen Mittelwerten verglichen. Die arithmetischen Mittelwerte der Einzelemissionsfaktoren sind in Tabelle 8-26 bis Tabelle 8-28 aufgeführt.

<b>Betriebsvorgang/ Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Muschel -kalk</b>	<b>Quarz- sand</b>	<b>Rhyolith</b>	<b>Kalk- stein</b>	<b>Gabbro</b>
Bohrbetrieb	mg/m	-	-	11216	2943	24402
Materialaufnahme Radlader	mg/t	11,54	4,52	44,24	-	-
Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	3,22	704,8	-	-	-
Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	4,89	775,1	-	-	-
Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	-	-	128,7	200,3	879,0
Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	-	-	328,6	88,91	478,5
Materialaufgabe	mg/t	159,6	24,44	-	-	-
Bandübergabe	mg/t	536,4	3,69	3764	-	-
Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	195,6	299,9	-	-
Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	220,9	281,9	-	-
Freifläche	mg/(m²*h)	6,15	2,23	19,69	7,27	7,74

**Tabelle 8-26: Einfluss der Gesteinsgenese auf die PM1-Emissionen**

<b>Betriebsvorgang/ Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Muschel -kalk</b>	<b>Quarz- sand</b>	<b>Rhyolith</b>	<b>Kalk- stein</b>	<b>Gabbro</b>
Bohrbetrieb	mg/m	-	-	11471	3023	25045
Materialaufnahme Radlader	mg/t	11,98	4,60	46,09	-	-
Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	3,38	720,7	-	-	-
Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	5,06	789,6	-	-	-
Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	-	-	130,9	208,2	900,3
Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	-	-	335,6	92,69	489,5
Materialaufgabe	mg/t	161,3	24,68	-	-	-
Bandübergabe	mg/t	540,5	3,93	3861	-	-
Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	200,0	305,7	-	-
Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	228,6	290,2	-	-
Freifläche	mg/(m²*h)	6,17	2,23	20,43	7,62	7,88

**Tabelle 8-27: Einfluss der Gesteinsgenese auf die PM<sub>2,5</sub>-Emissionen**

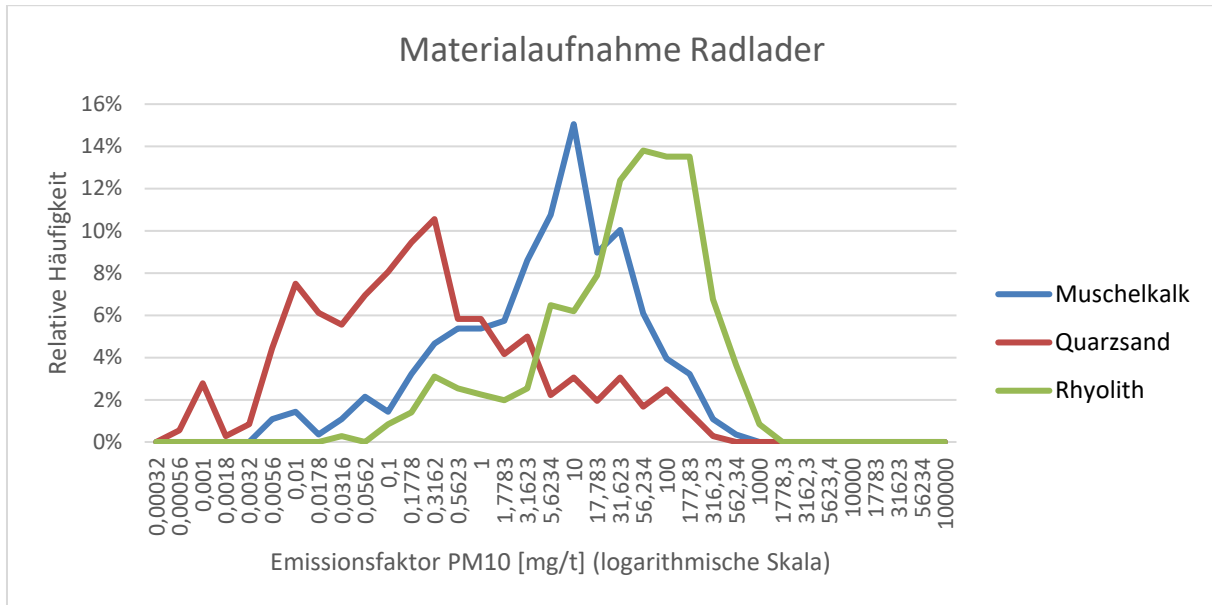
<b>Betriebsvorgang/ Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Muschel -kalk</b>	<b>Quarz- sand</b>	<b>Rhyolith</b>	<b>Kalk- stein</b>	<b>Gabbro</b>
Bohrbetrieb	mg/m	-	-	17394	4662	34643
Materialaufnahme Radlader	mg/t	18,15	6,65	74,98	-	-
Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	5,88	1102	-	-	-
Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	9,51	1124	-	-	-
Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	-	-	229,0	328,1	1334
Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	-	-	597,4	146,5	725,5
Materialaufgabe	mg/t	215,7	32,77	-	-	-
Bandübergabe	mg/t	712,8	4,43	6081	-	-
Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	306,3	511,3	-	-
Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	402,8	496,0	-	-
Freifläche	mg/(m²*h)	6,87	2,80	25,36	9,33	9,16

**Tabelle 8-28: Einfluss der Gesteinsgenese auf die PM10-Emissionen**

Die Gegenüberstellung der arithmetischen Mittelwerte verdeutlicht, dass die Emissionen der jeweiligen Betriebsvorgänge in den unterschiedlichen Betrieben unterschiedlich hoch ausfallen. Die während der Messungen in den einzelnen Betrieben erfassten Wetterbedingungen der gegenübergestellten Betriebsvorgänge sind vergleichbar (siehe Kapitel 6.2). Aber auch bei größeren Unterschieden der gemessenen Wetterbedingungen, wie beispielsweise bei der relativen Luftfeuchtigkeit, die bei den Transport- und Leerfahrten der Radlader im Muschelkalk und Quarzsand erfasst wurde, ist ein erheblicher Einfluss auf die Vergleichbarkeit der Emissionen in den Betrieben auszuschließen, da die Gegenüberstellungen von Emissionswerten aus den Betrieben mit gleicher relativer Luftfeuchtigkeit den in der Gesamtheit festgestellten Sachverhalt bestätigen. Die Emissionen, die durch Transport- und Leerfahrten verursacht werden, sind in dem vergleichbaren Bereich der relativen Luftfeuchtigkeit von 50 % bis 75 % im Quarzsand höher als im Muschelkalk (siehe Anhang). Dies stimmt mit der Gesamtheit der Messungen überein. Dies gilt auch für die Materialfeuchtigkeit bei den einzelnen Betriebsvorgängen.

Somit wird deutlich, dass die Gesteinsgenese einen Einfluss auf die Höhe der Emissionen hat. Der Bohrbetrieb verursacht im Rhyolith und Gabbro (magmatische Gesteine) deutlich höhere

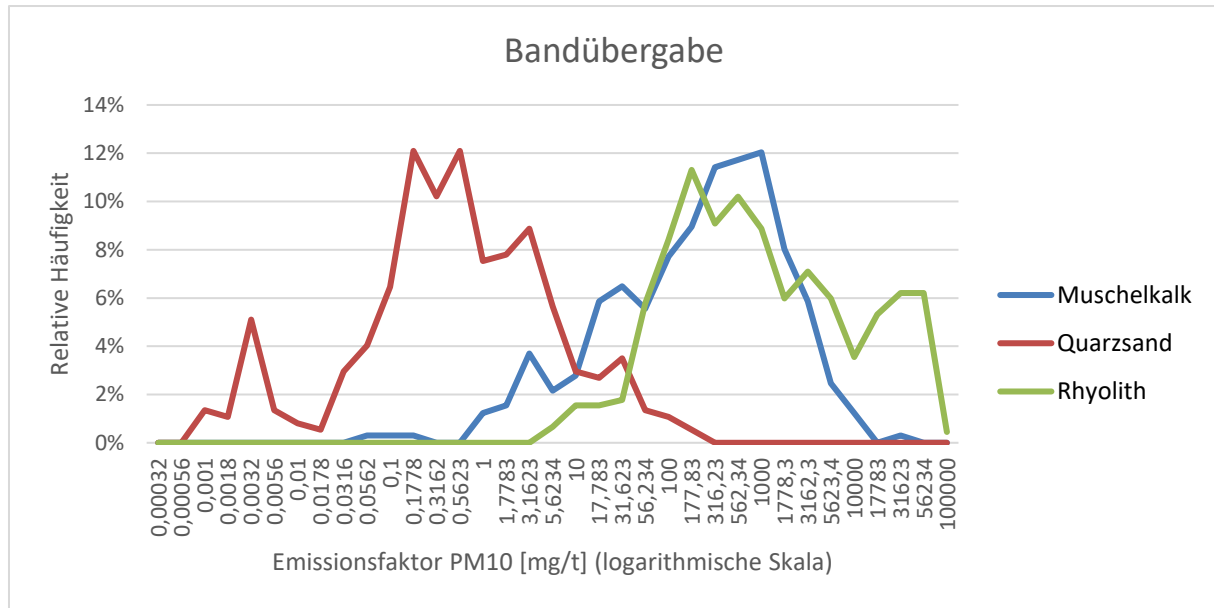
Emissionen als im Kalkstein (Sedimentgestein). Bei Umschlagsvorgängen, wie der Materialaufnahme, Materialaufgabe und Bandübergaben weist Quarzsand (Sediment) geringere Staubemissionen auf als Muschelkalk (Sedimentgestein) und Rhyolith (magmatisches Gestein). Die Abbildung 8-3 stellt diesen Zusammenhang dar.



**Abbildung 8-3: Einfluss der Gesteinsgenese auf die Emissionen (Materialaufnahme Radlader)**

Die Abbildung zeigt die Häufigkeitsverteilung der PM10-Emissionsfaktoren der Materialaufnahme durch Radlader im Muschelkalk, Quarzsand und Rhyolith. Die erfassten Wetterbedingungen und die Materialfeuchtigkeit der Materialaufnahmen sind vergleichbar (siehe Kapitel 6.2 und Kapitel 8.1). Die niedrigsten Emissionen treten bei der Materialaufnahme im Quarzsand auf, die höchsten im Rhyolith.

Die Abbildung 8-4 verdeutlicht den Einfluss der Gesteinsgenese auf die Höhe der Emissionen von Bandübergaben.



**Abbildung 8-4: Einfluss der Gesteinsgenese auf die Emissionen (Bandübergabe)**

Die Darstellung der Häufigkeitsverteilung der PM10-Emissionsfaktoren bei der Bandübergabe im Muschelkalk, Quarzsand und Rhyolith zeigt, dass die niedrigsten Emissionen im Quarzsand und die höchsten im Rhyolith auftreten. Die Wetterbedingungen, die während der Messungen herrschten, sind vergleichbar (siehe Kapitel 6.2). Die Bewertung der Materialfeuchtigkeit unterscheidet sich dahingehend, dass bei der Bandübergabe im Quarzsand das Material auch einen Wassergehalt über 10 % aufweist. Jedoch sind die Emissionen bei gleicher Materialfeuchtigkeit bei der Bandübergabe im Quarzsand niedriger als im Muschelkalk und im Rhyolith. Die Fallhöhe des Materials beträgt im Muschelkalk und Rhyolith 1 m, im Quarzsand 1,5 m. Ein etwaiger Einfluss der Fallhöhe relativiert sich dadurch, dass die Emissionen im Muschelkalk und Rhyolith bei einer geringeren Fallhöhe höher sind als im Quarzsand.

Der Einfluss der Gesteinsgenese auf die Emissionen, die von Fahrbewegungen verursacht werden, ist weniger eindeutig als beim Bohrbetrieb oder bei Betriebsvorgängen des Materialumschlags. Die Emissionen von Transport- und Leerfahrten der Radlader sind im Quarzsand höher als im Muschelkalk. Der Radlader ist im Muschelkalk durchschnittlich langsamer gefahren als im Quarzsand. Die von Transport- und Leerfahrten der Dumper verursachten Emissionen sind im Rhyolith höher als im Quarzsand. Bei den Transport- und Leerfahrten der SKW ist dies nicht mehr so eindeutig. Die Transportfahrten der SKW im Rhyolith erzeugen geringere Emissionen als die Transportfahrten im Kalkstein und im Gabbro. Die Leerfahrten der SKW im Kalkstein haben jedoch geringere Emissionen als im Rhyolith und Gabbro zur Folge. Dies ist in Abbildung 8-5 und Abbildung 8-6 dargestellt.

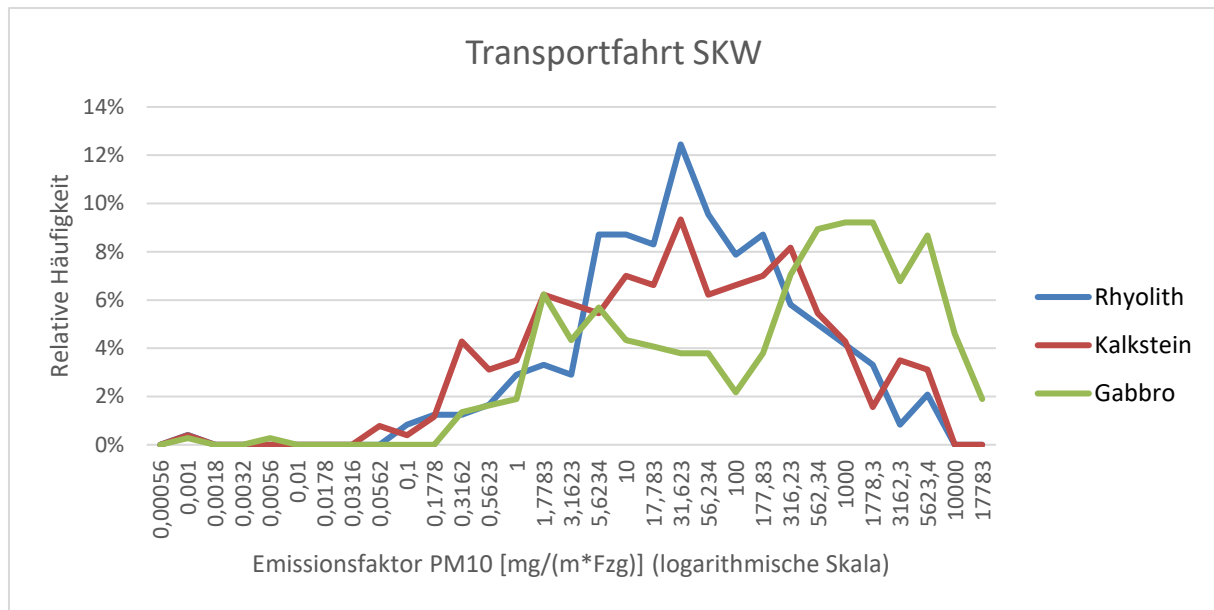


Abbildung 8-5: Einfluss der Gesteinsgenese auf die Emissionen (Transportfahrt SKW)

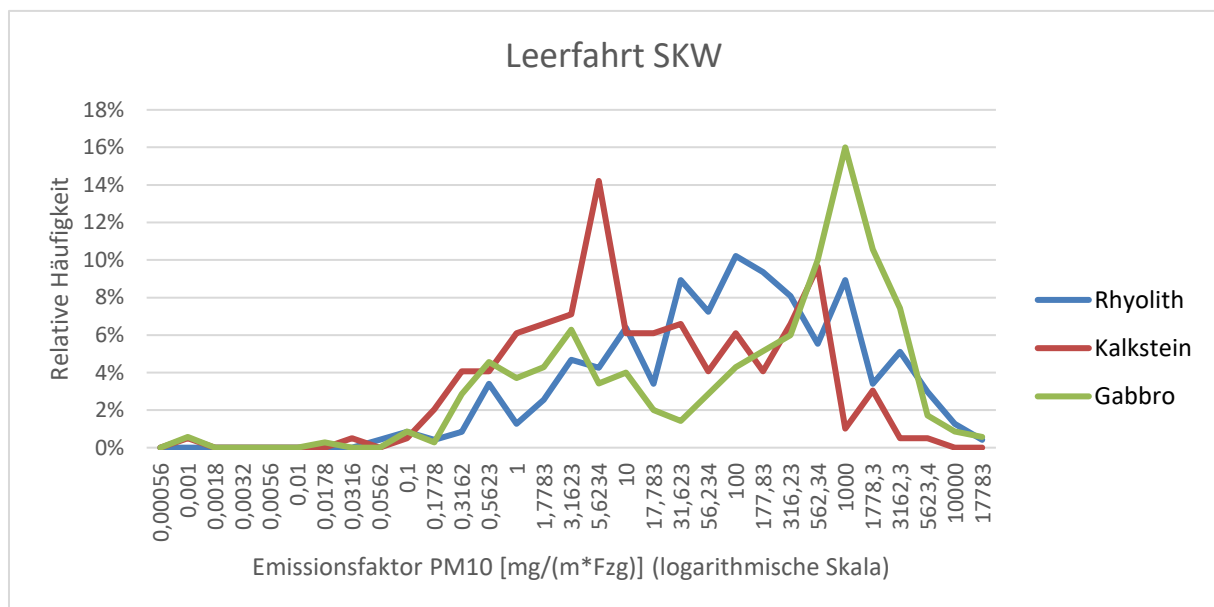


Abbildung 8-6: Einfluss der Gesteinsgenese auf die Emissionen (Leerfahrt SKW)

Die in den Betrieben eingesetzten SKW sind hinsichtlich ihres Gewichts bei Transportfahrt einerseits und Leerfahrt andererseits vergleichbar. Während den Transport- und Leerfahrten der Radlader und Dumper vergleichbare Geschwindigkeiten zu Grunde liegen, da sie auf einer Ebene fahren, bewältigten die SKW in Transport- und Leerfahrt neben ebenen Fahrstrecken auch Steigungen und Gefälle. Bei Gefällefahrten werden höhere Geschwindigkeiten erreicht als bei Steigungsfahrten, somit ist es wahrscheinlich, dass die Fahrzeuggeschwindigkeit



Einfluss auf die Höhe der Staubemissionen hat und den Einfluss der Gesteinsgenese bei den Fahrten der SKW überdeckt.

Quarzsand (Sediment) weist geringere Emissionen auf, die durch Abwehungen von freien Tagebauflächen entstehen, als Muschelkalk und Kalkstein (Sedimentgesteine), Rhyolith und Gabbro (magmatische Gesteine). Ursächlich für die hohen Emissionen im Rhyolith im Vergleich zu den anderen Betrieben, insbesondere zu Gabbro, sind die durchschnittlich größeren Windgeschwindigkeiten während der Messungen (siehe Kapitel 6.2).

Die Staubemissionen der Betriebsvorgänge, die bei vergleichbaren Bedingungen (u.a. Materialfeuchtigkeit, Wetterbedingungen, Technik) in den Betrieben erfasst wurden, fallen unterschiedlich hoch aus. Dieser Unterschied ist mit ziemlicher Sicherheit auf die Genese der Gesteine und auf die damit verbundene unterschiedliche Porosität zurückzuführen. Die Aufnahme- und Speicherkapazität der Gesteine für Wasser nimmt mit steigender Porosität zu. Die Porosität von Quarzsand liegt je nach Literatur zwischen 25 % und 50 % bzw. 30 % und 50 %, die von Muschelkalk und Kalkstein bei 1 % - 30 % bzw. 0 % - 40 %, die von Rhyolith zwischen 1 % - 12 % bzw. 0 % - 10 % sowie von Gabbro bei 1,42 % - 2,5 % bzw. 0 % - 10 % [43] [44]. Danach müssten die Staubemissionen mit steigender Porosität (Gabbro → Rhyolith → Muschelkalk, Kalkstein → Quarzsand) abnehmen. Dieser Zusammenhang zeigt sich, wie oben dargestellt, insbesondere bei den untersuchten Vorgängen des Materialumschlags sehr deutlich.

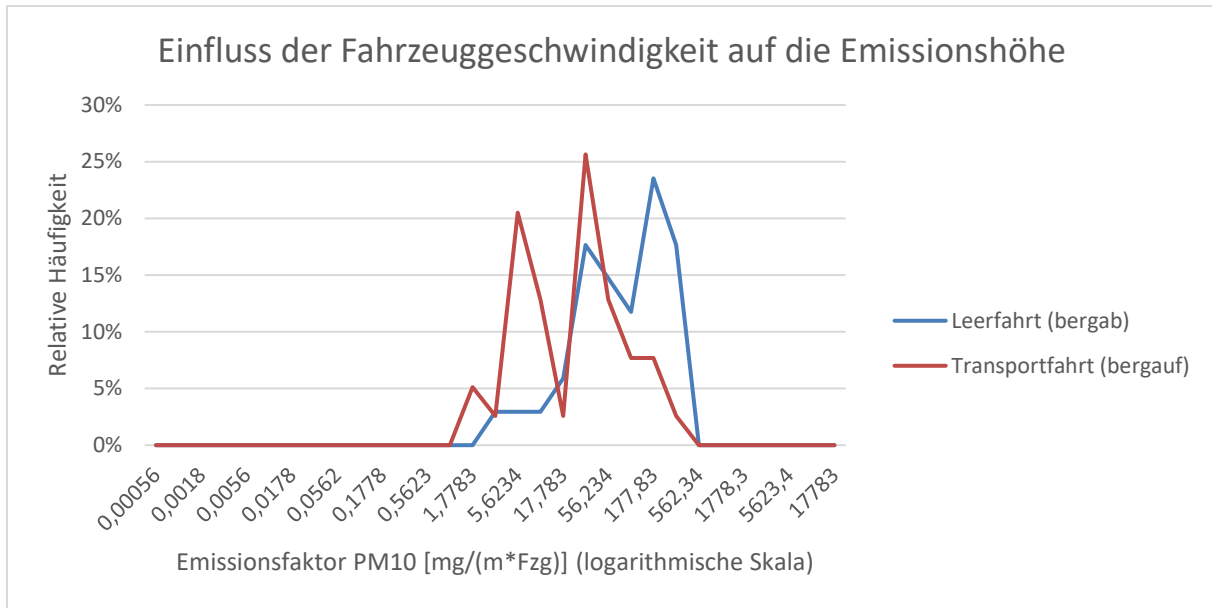
Die Blätter 3 und 4 der VDI-Richtlinie 3790 berücksichtigen die Genese der Gesteine und die unterschiedliche Porosität nicht direkt. Es fließen jedoch Parameter in die Berechnungen ein, die von der Genese der Gesteine beeinflusst werden. In die Berechnung der Emissionsfaktoren für Betriebsvorgänge des Materialumschlags fließt die Schüttdichte des Materials ein [7]. Des Weiteren hängt die Staubneigung des Materials, die durch den Faktor  $a$  bei der Emissionsberechnung berücksichtigt wird, teilweise von der Gesteinsgenese ab. Bei der Berechnung der Emissionen, die von Fahrbewegungen ausgehen, unterscheidet die VDI-Richtlinie beim Feinkornanteil des Straßenbelags zwischen Sandgruben und Steinbrüchen [7] [17] und berücksichtigt so indirekt die unterschiedliche Genese zumindest von Locker- und Festgestein.

## **8.7 Einfluss des Fahrzeuggewichts auf die Staubemissionen der Fahrten**

Auf die Höhe der Staubemissionen, die durch Fahrbewegungen von Mobilgeräten im Tagebau verursacht werden, haben die Feuchtigkeit des Fahrbahnmaterials, die Luftfeuchtigkeit, die Windgeschwindigkeit und die Gesteinsgenese einen Einfluss. Der Einfluss des Fahrzeuggewichts, welches nach VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 und Blatt 4 Auswirkung auf die Emissionshöhe hat [7] [17], wird im Folgenden eingehender betrachtet.

Die arithmetischen Mittelwerte der Einzelemissionsfaktoren der Transport- und Leerfahrten (siehe Kapitel 6.2) verdeutlichen, dass das Fahrzeuggewicht keinen Einfluss auf die Höhe der Staubemissionen hat. Im Muschelkalk und Quarzsand verursachen die Leerfahrten der jeweiligen Radlader höhere Emissionen. Der Load & Carry-Betrieb der Radlader findet in beiden Betrieben auf Ebenen statt. Im Rhyolith fallen die Emissionen der Leerfahrt der SKW ebenfalls höher aus als die der Transportfahrt. Im Gegensatz dazu sind die Emissionen der Transportfahrt der Dumper im Rhyolith sowie der SKW im Kalkstein und Gabbro höher als die der Leerfahrt. Dennoch ist das Fahrzeuggewicht in den Berechnungsvorschriften der VDI-Richtlinie 3790 in der Form zu berücksichtigen, dass ein höheres Fahrzeuggewicht höhere Staubemissionen bedingt (siehe Kapitel 3.2). [3]

Vielmehr kann ein tendenzieller Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Höhe der Staubemissionen beobachtet werden. Eine Erfassung der Fahrzeuggeschwindigkeiten fand zwar nicht explizit statt, aber ob es sich um Steigungs- oder Gefällefahrten handelt oder ob die Fahrten auf einer Ebene stattfanden, ist dokumentiert. Die Fahrzeuggeschwindigkeit ist bei Steigungsfahrten in der Regel niedriger als bei Gefällefahrten, insbesondere wenn bei der Transportfahrt eine Steigung überwunden werden muss und bei der Leerfahrt ein Gefälle genutzt werden kann. [3] Für diesen Fall ist die Häufigkeitsverteilung der Einzelemissionsfaktoren für PM10 im Rhyolith von einem Messtag für die Fahrten der SKW in der folgenden Darstellung abgebildet.



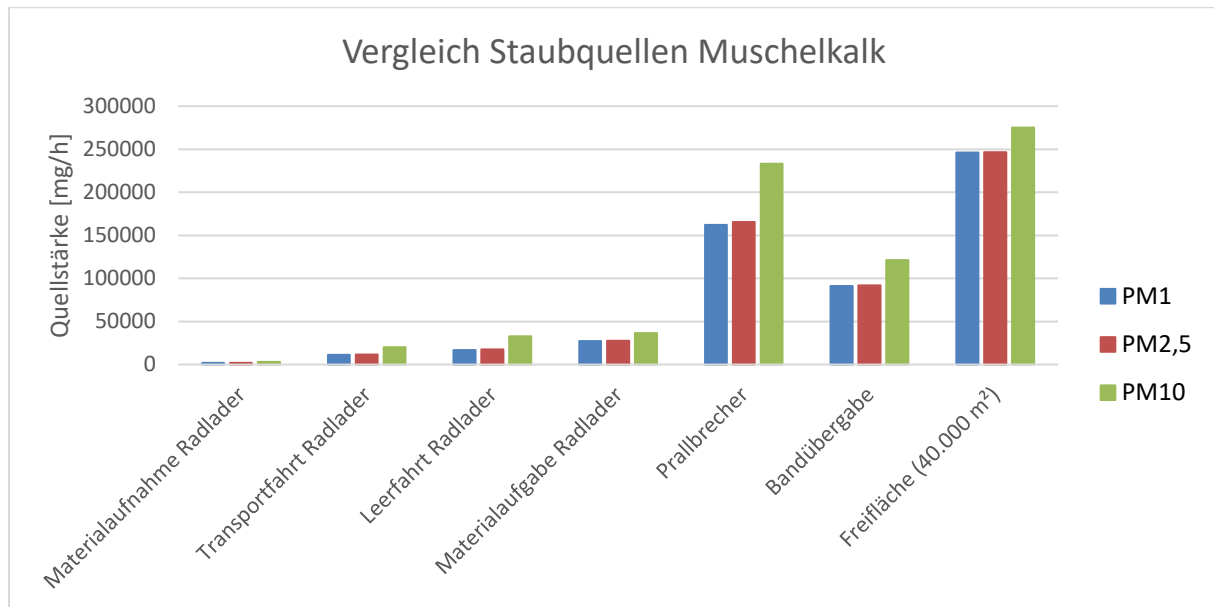
**Abbildung 8-7: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Emissionshöhe**

Die relative Häufigkeit der Höhe der PM10-Einzelemissionsfaktoren der Leerfahrt der SKW wird durch die blaue Linie und die Transportfahrt durch die rote Linie dargestellt. Die Abbildung verdeutlicht, dass die Emissionen bei der Leerfahrt der SKW bei Gefälle größer sind als die der Transportfahrt der SKW bei Steigung. Der Vergleich des arithmetischen Mittels der Leerfahrt (93,99 mg/(m\*Fzg)) mit dem der Transportfahrt (35,31 mg/(m\*Fzg)) bestätigt dies. Bei der Berechnung der Staubemissionen von Fahrwegen nach VDI-Richtlinie 3790 wird die Geschwindigkeit nicht berücksichtigt (siehe Kapitel 3.2) [7] [17].

## 8.8 Einfluss der Verfahren auf die Staubemissionen

Zur Bestimmung des Einflusses der Verfahren auf die Höhe der Staubemissionen ist es erforderlich, aus den jeweiligen Emissionsfaktoren der unterschiedlichen Betriebsvorgänge/Staubquellen die Quellstärke mit der Einheit mg/h zu berechnen, da die Emissionsfaktoren je nach Quellenart unterschiedliche Einheiten besitzen. Die Emissionsfaktoren von kontinuierlichen und diskontinuierlichen Punktquellen werden mit der Umschlagsleistung pro Stunde multipliziert. Die Emissionsfaktoren der Fahrwege werden mit der Anzahl der Fahrzeuge pro Stunde bzw. Fahrten pro Stunde sowie der Streckenlänge in Metern und bei Freiflächen mit der freien Tagebaufläche in Quadratmetern verrechnet. [7] Die Quellstärken sind aus den arithmetischen Mittelwerten der Einzelemissionsfaktoren der PM1-, PM2,5- und PM10-Fraktion der jeweiligen Staubquellen berechnet.

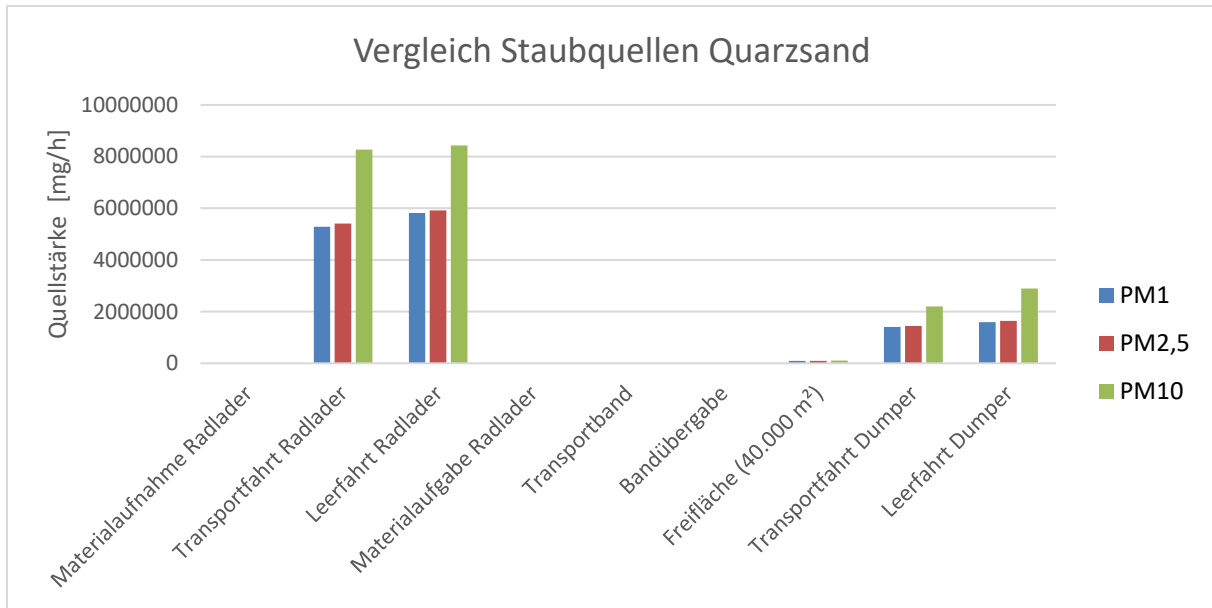
Im Muschelkalk werden für die Umschlagsleistung 170 t/h und für die Fahrten des Radladers 23 Transport- sowie Leerfahrten pro Stunde mit einer mittleren Streckenlänge von 150 m angesetzt. Die Größe der relevanten freien Tagebauflächen wird mit 40.000 m<sup>2</sup> angenommen. Die Quellstärken sind in Abbildung 8-8 dargestellt.



**Abbildung 8-8: Vergleich der Staubquellen im Muschelkalk**

Die größten PM10-Emissionen verursachen hiernach die Freifläche (40.000 m<sup>2</sup>) mit 274.983 mg/h, der Prallbrecher mit 233.203 mg/h und die Bandübergabe mit 121.177 mg/h [3]. Die Materialaufgabe durch den Radlader ist für 36.661 mg/h, die Leerfahrt des Radladers für 32.793 mg/h, die Transportfahrt des Radladers für 20.281 mg/h und die Materialaufnahme durch den Radlader für 3.085 mg/h verantwortlich.

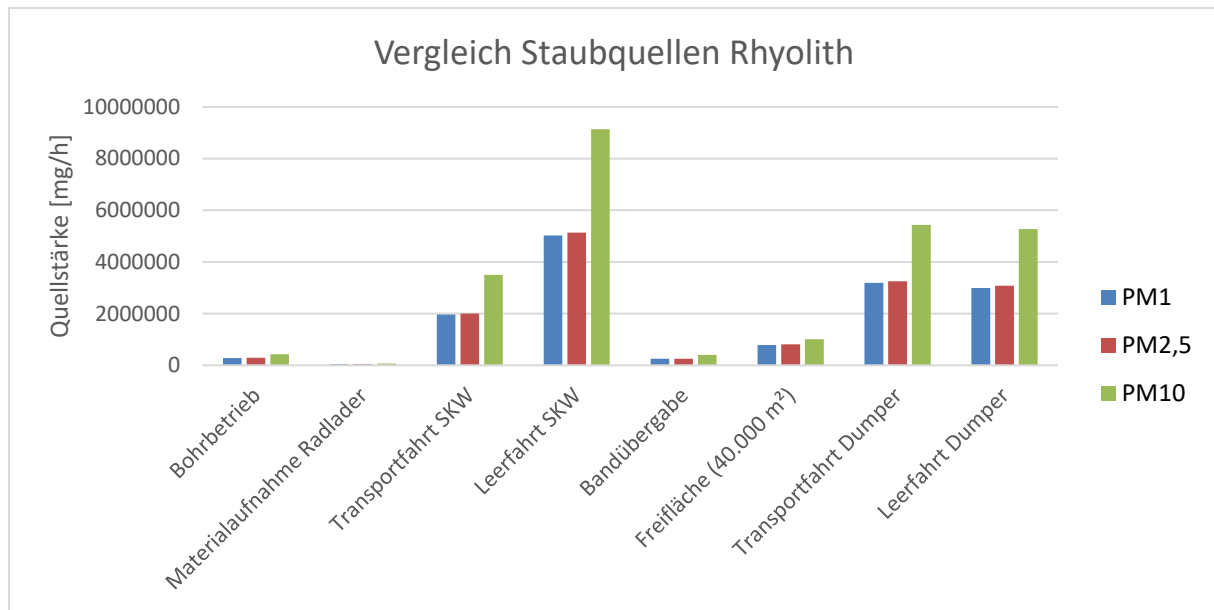
Im Quarzsand beträgt die Umschlagsleistung 80 t/h. Dazu sind etwa 15 Transport- und Leerfahrten des Radladers pro Stunde bei einer mittleren Streckenlänge von rund 500 m erforderlich. Die Dumper absolvieren ca. 6 Transport- und Leerfahrten pro Stunde mit einer mittleren Entfernung von 1.200 m. Die Länge der Bandanlage beträgt rund 80 m. Die Quellstärken sind in Abbildung 8-9 dargestellt.



**Abbildung 8-9: Vergleich der Staubquellen im Quarzsand**

Die größten Emissionen verursachen die Transport- und Leerfahrten des Radladers (8.265.563 mg/h bzw. 8.432.538 mg/h) und des Dumpers (2.205.041 mg/h bzw. 2.900.388 mg/h) [3]. Die Quellstärken der PM10-Emissionen der weiteren Betriebsvorgänge ergeben für die Freifläche (40.000 m²) 112.032 mg/h, für das Transportband 8.250 mg/h, für die Materialaufgabe durch den Radlader 2.621 mg/h, für die Materialaufnahme durch den Radlader 532 mg/h und für die Bandübergabe 354 mg/h.

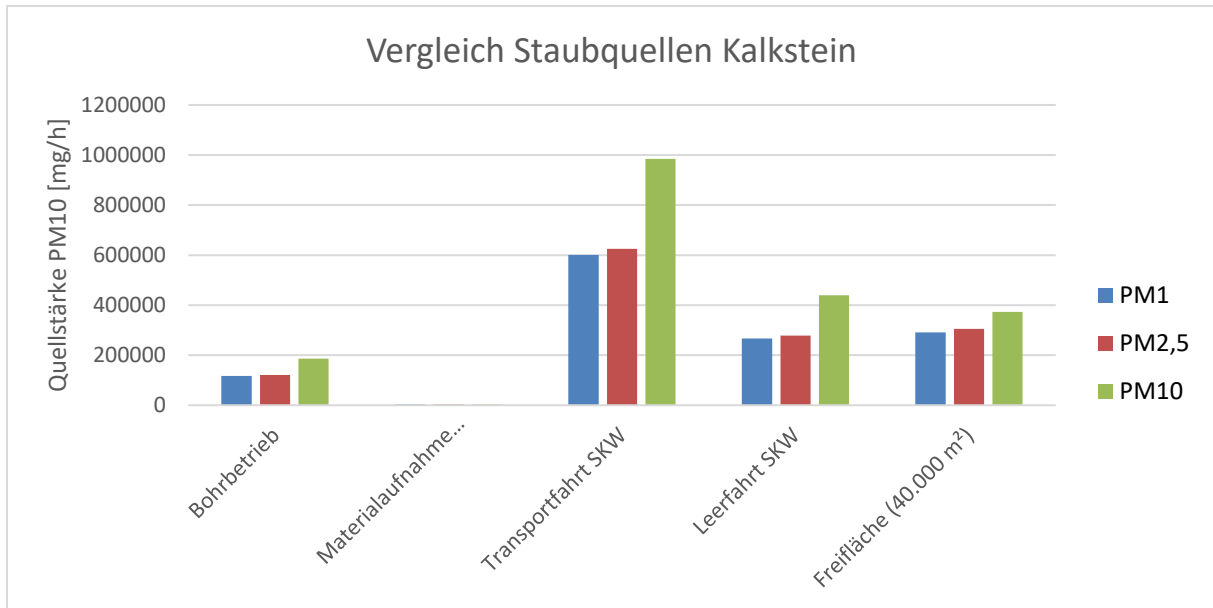
Im Rhyolith beträgt der Bohrvortrieb durchschnittlich 25 m/h. Der Materialumschlag beläuft sich bei der Haufwerksaufnahme auf rund 1.000 t/h und bei der Bandübergabe, die zu einer separaten Anlage gehört, 67 t/h. Insgesamt sind etwa 17 Transport- und Leerfahrten pro Stunde mit einer mittleren Streckenlänge von jeweils 900 m erforderlich; im Abraumbetrieb sind es ebenfalls 17 Transport- und Leerfahrten pro Stunde bei einer mittleren Streckenlänge von 625 m. Die freie Tagebaufläche beträgt rund 40.000 m². Die Abbildung 8-10 bildet die Quellstärken ab.



**Abbildung 8-10: Vergleich der Staubquellen im Rhyolith**

Die Transport- und Leerfahrten der SKW (3.503.090 mg/h bzw. 9.140.769 mg/h) und der Dumper (5.432.917 mg/h bzw. 5.269.625 mg/h) sind für die größten Emissionen verantwortlich [3]. Die Quellstärken der PM10-Emissionen der weiteren Betriebsvorgänge sind: Freifläche (40.000 m²) 1.014.473 mg/h, Bohrbetrieb 434.849 mg/h, Bandübergabe 407.423 mg/h und Materialaufnahme durch den Radlader 74.983 mg/h.

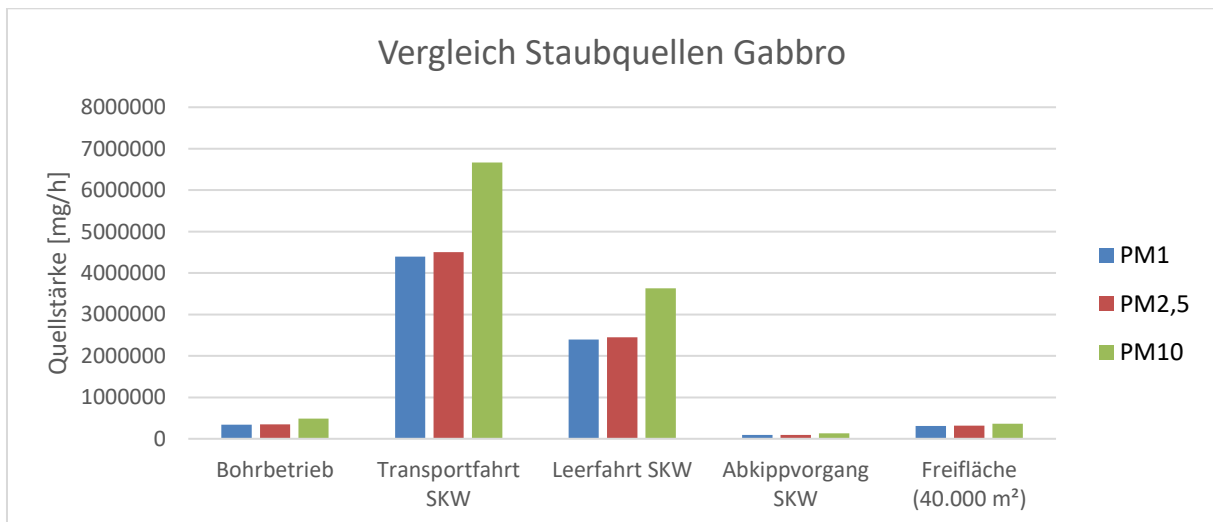
Der Bohrvortrieb im Kalkstein beträgt 40 m/h und die Umschlagsleistung 300 t/h. Dazu sind 6 Transport- und Leerfahrten pro Stunde bei einer mittleren Streckenlänge von rund 500 m erforderlich. Die freie Tagebaufläche wird mit 40.000 m² veranschlagt. Die Quellstärken sind in der Abbildung 8-11 dargestellt.



**Abbildung 8-11: Vergleich der Staubquellen im Kalkstein**

Die Transportfahrt der SKW mit rund 984.194 mg/h, die Leerfahrt der SKW mit etwa 439.431 mg/h und die Abwehungen von freien Tagebauflächen mit 373.378 mg/h bei einer Fläche von 40.000 m² emittieren die meisten PM10-Emissionen [3]. Der Bohrbetrieb hat eine Quellstärke von 186.467 mg/h und die Materialaufnahme des Tieflöffelbaggers 3.687 mg/h PM10-Emissionen.

Der Bohrvortrieb im Gabbro beläuft sich auf 14 m/h und der Materialumschlag auf 600 t/h. Für die Materialförderung sind rund 10 Transport- und Leerfahrten der SKW pro Stunde mit einer mittleren Streckenlänge von rund 500 m erforderlich. Die freie Tagebaufläche liegt bei rund 40.000 m². Die Abbildung 8-12 stellt die Quellstärken dar.



**Abbildung 8-12: Vergleich der Staubquellen im Gabbro**

Die Transportfahrt der SKW mit rund 6.669.329 mg/h und die Leerfahrt der SKW mit etwa 3.627.333 mg/h PM<sub>10</sub> emittieren die höchsten PM<sub>10</sub>-Emissionen im Gabbro [3]. Der Bohrbetrieb liegt bei 485.005 mg/h, die Freifläche (40.000 m<sup>2</sup>) bei 366.395 mg/h und der Abkippvorgang der SKW bei 129.082 mg/h.

Beim Vergleich der Emissionen der Betriebsvorgänge/Staubquellen untereinander wird deutlich, dass die Fahrten der Mobilgeräte die größten Emittenten in sämtlichen Betrieben, abgesehen vom Muschelkalk, sind [3]. Nach dieser Gruppe folgen die Abwehungen von freien Tagebauflächen und der Bohrbetrieb. Die Materialaufnahme und –abgabe durch Mobilgeräte verursachen in sämtlichen Betrieben vergleichsweise geringe Emissionen.

Die Fahrten der Mobilgeräte emittieren im Vergleich in der Mehrheit der Betriebe so hohe Emissionen, weil durch die Geschwindigkeit der Fahrzeuge verhältnismäßig viel Energie auf die Staubpartikel der Fahrbahnoberfläche übertragen wird und diese somit aufgewirbelt werden. Darüber hinaus hat der Feuchtigkeitsverlust des Materials größeren Einfluss als bei anderen Staubquellen, da die Oberflächen zuerst trocknen und bei den Fahrbewegungen im Gegensatz zu Vorgängen des Materialumschlags die Staubpartikel in erster Linie aus der Fahrbahnoberfläche freigesetzt werden. Außerdem wirkt der Fahrbetrieb einer Verkrustung der Fahrbahnoberfläche entgegen. Als weiterer Grund kann die große lineare Ausdehnung der Quellen herangezogen werden. Im Muschelkalk fallen die Emissionen der Fahrten niedriger aus, denn die Geschwindigkeit des Radladers war im Vergleich zu den Transportfahrzeugen der anderen Betriebe niedriger und die Fahrbahnoberfläche hatte häufiger einen Wassergehalt zwischen 5 % und 10 % oder über 10 %. Im Muschelkalk hatte die Fahrbahnoberfläche bei der Leerfahrt des Radladers bei 55 % der Messungen einen Wassergehalt über 5 % und bei 45 % der Messungen unter 5 %. Bei der Transportfahrt des Radladers beträgt das Verhältnis 59 % zu 41 %. In den anderen untersuchten Betrieben ist dieses Verhältnis umgekehrt. Bei der Leerfahrt des Radladers im Quarzsand liegt es bei 33 % zu 67 %, bei der Transportfahrt bei 34 % zu 66 %. Im Rhyolith hatte die Fahrbahnoberfläche bei 23 % der Leerfahrten und 29 % der Transportfahrten der SKW einen Wassergehalt von 5 % bis 10 %. Im Kalkstein beträgt dieser Anteil 35 % bzw. 30 % und im Gabbro 21 % bzw. 20 %.

Vergleichsweise hohe Emissionen gehen von den Freiflächen aus und sind auf deren flächenhafte Ausdehnung zurückzuführen. Ursächlich für die im Vergleich, besonders zu anderen Punktquellen, hohen Emissionen des Bohrbetriebs sind die beim Bohrprozess entstehende große Anzahl an kleinen Partikeln und die durch die Luftspülung zugeführte Energie. Die relativ hohen Emissionen des Prallbrechers sind auf den Fall des Materials in den



Brechraum und auf die Energiezufuhr während des Brechprozesses zurückzuführen. Die Bandübergaben emittieren dann mehr Staub als Materialaufnahme und Materialaufgabe, wenn das Material vor der Bandübergabe durch einen Brecher zerkleinert wurde und sich dadurch der Anteil der Feinstbestandteile im Material erhöht hat. Ansonsten gehen die im Hinblick auf die anderen untersuchten Betriebsvorgänge geringsten Emissionen von der Materialaufnahme und der Materialaufgabe aus. Dies liegt an der relativ geringen Energie, die auf das Material übertragen wird, den im Vergleich zu anderen Betriebsvorgängen geringeren Anteil an Partikeln  $\leq$  PM10 im Verhältnis zum Gesamtmaterial.

## **8.9 Fazit**

Die Untersuchung, ob und wie sich die Faktoren Materialfeuchtigkeit, Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit, Jahreszeiten, Gesteinsgenese, Fahrzeuggewicht und bergbauliche Verfahren auf die Höhe der Staubemissionen auswirken, zeigt, dass diese Faktoren, abgesehen vom Fahrzeuggewicht, die Höhe der Staubemissionen beeinflussen und sich diese Einflüsse gegenseitig überlagern, abschwächen oder verstärken können. Der gewisse Einfluss der Lufttemperatur beschränkt sich jedoch auf die Betriebsvorgänge Bohrbetrieb sowie Transport- und Leerfahrt von Radlader und SKW.

Zunehmende Materialfeuchtigkeit bewirkt eine Abnahme der Staubemissionen. Dieser Zusammenhang wird insbesondere bei den Emissionen, die durch Fahrbewegungen von Mobilgeräten beeinflusst werden, deutlich. Aber auch bei Vorgängen des Materialumschlags, des Brechens und bei Abwehungen von freien Tagebauflächen ist dieser Zusammenhang erkennbar. Im Schnitt sind die PM10-Emissionen um das 34,4-Fache niedriger, wenn die Materialfeuchtigkeit mehr als 5 % beträgt. Ursächlich dafür sind die mit steigender Feuchtigkeit zunehmenden Haftkräfte zwischen den einzelnen Partikeln [41]. Die Berücksichtigung dieses Zusammenhangs bei der Staubprognose ist durch VDI-Richtlinie 3790 bei Umschlagsvorgängen durch die Wahl des entsprechenden Gewichtungsfaktors begrenzt. Bei Fahrbewegungen fließt die Materialfeuchtigkeit indirekt durch die Anzahl der Tage mit mehr als 0,3 mm bzw. mindestens 1 mm Niederschlag ein.

Steigende Lufttemperatur führt beim Bohrbetrieb sowie bei der Transport- und Leerfahrt von SKW und Radlader zu einer Erhöhung der Staubemissionen. Bei den weiteren untersuchten Betriebsvorgängen/Staubquellen zeigt sich dieser Einfluss nicht.

Mit steigender relativer Luftfeuchtigkeit sinken die Staubemissionen der meisten untersuchten Betriebsvorgänge/Staubquellen. Die PM<sub>10</sub>-Emissionen, die bei einer relativen Luftfeuchtigkeit von  $> 75\%$  erfasst wurden, sind durchschnittlich um das 193-Fache bzw. 590-Fache (Berücksichtigung Transportfahrt Radlader im Quarzsand) niedriger als die, die bei einer relativen Luftfeuchtigkeit von  $< 50\%$  gemessen wurden. Dies ist zum einen auf den Zusammenhang zwischen der relativen Luftfeuchtigkeit und der Materialfeuchtigkeit zurückzuführen. Mit zunehmender relativer Luftfeuchtigkeit nimmt die Verdunstung ab, sodass sich die Materialfeuchtigkeit nicht weiter reduziert. Zum anderen agglomerieren Staubpartikel mit ansteigender relativer Luftfeuchtigkeit besser. Die Agglomeration führt zu einer erhöhten und schnelleren Sedimentation der Staubpartikel [42]. Darüber hinaus kann die Agglomeration dazu führen, dass die entstandenen Partikel von den Staubmessgeräten nicht mehr erfasst werden können, da der Messbereich bis  $15\text{ }\mu\text{m}$  reicht [21]. Der Einfluss der Luftfeuchtigkeit wird bei der Berechnung von Emissionsfaktoren anhand der VDI-Richtlinie 3790 nicht direkt berücksichtigt.

Mit zunehmender Windgeschwindigkeit steigen die untersuchten Staubemissionen der meisten Betriebsvorgänge an. Im Schnitt erhöhen sich die PM<sub>10</sub>-Emissionen um das 34,5-Fache bei einem Anstieg der Windgeschwindigkeit von unter  $1\text{ m/s}$  auf über  $2\text{ m/s}$ . Ursache dafür ist die mit der Windgeschwindigkeit zunehmende Energie, die auf die einzelnen Partikel im Material wirkt und diese aufwirbelt. Die VDI-Richtlinie 3790 bezieht die Windgeschwindigkeit nicht direkt in die Berechnung der Emissionsfaktoren ein.

Die PM<sub>10</sub>-Emissionen sind im Zeitraum von Oktober bis März um das 324-Fache geringer als im Zeitraum von April bis September. Der Einfluss der Jahreszeiten auf die erfassten Staubemissionen liegt während der Monate April bis September an einer größeren Verdunstung als in der restlichen Zeit. Die Verdunstung bewirkt eine unterschiedlich schnelle Reduzierung der Materialfeuchtigkeit und somit höhere Emissionen von April bis September und niedrigere Emissionen von Oktober bis März. Diesem Umstand wird in der VDI-Richtlinie 3790 nicht Rechnung getragen.

Unterschiede in der Höhe der Emissionen können zudem auf die Genese der Gesteine und die damit verbundene unterschiedliche Porosität zurückgeführt werden. Eine höhere Porosität bedingt größere Wasseraufnahme- und Wasserspeichereigenschaften. Somit nehmen die Staubemissionen mit steigender Porosität ab. Dies zeigt sich besonders bei der Materialaufnahme, der Bandübergabe und dem Bohrbetrieb. Die Gesteinsgenese wird in der

VDI-Richtlinie 3790 indirekt durch die Schüttdichte bei der Berechnung der Emissionsfaktoren berücksichtigt.

Die Auswertung hinsichtlich des Einflusses des Gewichtes der eingesetzten Mobilgeräte legt nahe, dass nicht das Fahrzeuggewicht, sondern die Fahrzeuggeschwindigkeit einen Einfluss auf die Höhe der Staubemissionen hat. Demnach nehmen die Emissionen mit steigender Fahrzeuggeschwindigkeit zu. Zunehmende Fahrzeuggeschwindigkeit erhöht die Energie, die auf die Partikel der Fahrbahnoberfläche wirkt, und führt zu einer vermehrten Freisetzung. Im Gegensatz zum Fahrzeuggewicht wird die Fahrzeuggeschwindigkeit in der VDI-Richtlinie bei der Berechnung von Emissionsfaktoren nicht berücksichtigt.

Der Vergleich der untersuchten Betriebsvorgänge/Staubquellen anhand der Quellstärken untereinander zeigt, dass, abgesehen vom Muschelkalk, die Fahrbewegungen der Mobilgeräte die größten Emittenten für Feinstaub sind. Weiterhin wird deutlich, dass sich die Emissionen mit steigender Energiewirkung auf die Partikel, mit zunehmendem Anteil kleiner Partikel im Material, mit Abtrocknung des Materials und sinkender Luftfeuchtigkeit erhöhen.

Die Auswertung zeigt, dass folgende Parameter Einfluss auf die Höhe der Staubemissionen haben: Materialfeuchtigkeit, relative Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit, Jahreszeit und Gesteinsgenese. Die Lufttemperatur wirkt sich auf die Staubemissionen beim Bohrbetrieb und bei Fahrbewegungen aus. Weiterhin deuten die Untersuchungen darauf hin, dass die Fahrzeuggeschwindigkeit die Höhe der Staubemissionen beeinflusst. Diese Parameter wären somit bei der Berechnung von Staubemissionen zu berücksichtigen. Ein Einfluss vom Fahrzeuggewicht auf die Höhe der Staubemissionen kann anhand der Untersuchungsergebnisse nicht festgestellt werden.

Weiterhin werden die Einflussfaktoren, die sich beim Materialumschlag auf die Emissionen auswirken, wie Materialfeuchtigkeit, Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit, Jahreszeit und Gesteinsgenese nicht oder nicht direkt berücksichtigt. Der Gewichtungsfaktor  $a$  beschreibt die Neigung der Stoffe zum Stauben und berücksichtigt somit zumindest indirekt den Einfluss der Materialfeuchtigkeit und der Gesteinsgenese. Eine Differenzierung des Einflusses der beiden Größen unterbleibt. Eine direkte Berücksichtigung der Materialfeuchtigkeit wäre anhand des Wassergehalts des Materials sinnvoll, da insbesondere die PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790 für „außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut“ im Vergleich zu den durch Messungen bestimmten PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren für Material mit einem Wassergehalt über 5 % zu hoch sind. Lediglich die Bandübergabe im Rhyolith und der Abkippvorgang im

Gabbro bilden hier eine Ausnahme. Die Gesteinsgenese fließt weiterhin über die Dichte des Umschlaggutes in die Berechnung nach der VDI-Richtlinie ein. Zusätzlich sollte auch die mit der Gesteinsgenese verbundene Porosität der Gesteine in Bezug auf die Wasseraufnahme- und Wasserspeicherfähigkeit bei der Bestimmung von Emissionsfaktoren berücksichtigt werden. Der Einfluss der Luftfeuchtigkeit wird durch die VDI-Richtlinie nicht berücksichtigt. Der beschriebene Zusammenhang zwischen relativer Luftfeuchtigkeit und Materialfeuchtigkeit lässt annehmen, dass dem Einfluss der relativen Luftfeuchtigkeit auf die Staubemissionen durch den besseren Eingang der Materialfeuchtigkeit in die Berechnungsvorschriften teilweise Rechnung getragen wird. Doch sollte auch die relative Luftfeuchtigkeit Eingang in die Berechnung finden. Eine Berücksichtigung von Windgeschwindigkeit und jahreszeitlichem Einfluss aufgrund unterschiedlicher Verdunstungsraten bei der Berechnung der Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie kann ebenfalls zu einer Verbesserung der Übereinstimmung mit den gemessenen Werten führen. In der VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 wird die Nichtberücksichtigung der Windgeschwindigkeit bei der Berechnung der Emissionsfaktoren damit begründet, dass erst hohe Windgeschwindigkeiten Auswirkungen auf die Höhe der Emissionen haben und diese Wirkung durch bauliche Gegebenheiten wie z.B. Trichter noch reduziert wird [7]. Die durchgeführten Messungen zeigen jedoch, dass bereits geringe Windgeschwindigkeiten die Höhe der Emissionen beeinflussen.

Nach der VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 und Blatt 4 können Emissionsfaktoren für Staubemissionen, die durch Fahrbewegungen hervorgerufen werden, zwar für PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> berechnet werden, jedoch nicht für PM<sub>1</sub>. Bei der Berechnung werden Einflussgrößen wie die Anzahl der Tage mit mehr als 0,3 mm bzw. mindestens 1 mm Niederschlag, das Fahrzeuggewicht und der Feinkornanteil des Straßenmaterials berücksichtigt. [7] [17] Materialfeuchtigkeit und Gesteinsgenese fließen somit indirekt, Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit, Jahreszeit und Fahrzeuggeschwindigkeit aber nicht in die Berechnung von Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie 3790 ein. Die Berücksichtigung der Feuchtigkeit der Fahrbahnoberfläche durch die Einbeziehung der Tage mit mehr als 0,3 mm oder mindestens 1 mm Niederschlag ist zudem nicht auf alle Sachverhalte anwendbar. Würden beispielsweise an 365 Tagen im Jahr mehr als 0,3 mm Niederschlag fallen, wären laut Formel (3-11) keine Staubemissionen zu erwarten. Dies trifft ebenfalls auf Formel (3-12) und Niederschlag von mindestens 1 mm zu. Insbesondere bei ausreichender Verdunstung im Sommer dürfte die Fahrbahnoberfläche jedoch wieder zeitnah trocknen, sodass dennoch Staubemissionen durch das Befahren entstünden. Im Winter hingegen bleibt die Fahrbahnoberfläche jedoch aufgrund der geringen Verdunstung länger feucht, sodass sich

gefallener Niederschlag auch über einen längeren Zeitraum als einen Tag auswirken kann. Eine differenzierte Betrachtung des Sommer- und des Winterhalbjahres könnte zu einer besseren Abbildung der realen Verhältnisse führen. Die Feuchtigkeit der Fahrbahnoberfläche sollte anhand des Wassergehalts in die Berechnung einfließen. Darüber hinaus werden die Fahrzeug- und die Windgeschwindigkeit nicht berücksichtigt, obwohl sie Einfluss auf die Emissionshöhe haben.



## **9 Weitergehende Untersuchungen der Staubemissionen der Fahrbewegungen**

Anhand der Untersuchungen, die in dieser Arbeit durchgeführt wurden, wird deutlich, dass die Staubemissionen, die von Fahrbewegungen ausgehen, im Vergleich zu den anderen untersuchten Betriebsvorgängen/Staubquellen für einen erheblichen Anteil der Gesamtemissionen verantwortlich sind. Darüber hinaus überschreiten ausschließlich Emissionsfaktoren dieses Betriebsvorgangs die Emissionsfaktoren, die nach VDI-Richtlinie 3790 bestimmt wurden, und dies unabhängig von der eingesetzten Maschinenteknik oder der jeweils vorherrschenden Gesteinsgenese. Zudem zeigt sich anhand der Untersuchungsergebnisse, dass die Fahrzeuggeschwindigkeit die Höhe der Staubemissionen beeinflusst. Dieser Einfluss kann jedoch anhand der erfassten Einflussgrößen nicht näher bestimmt werden. Dies gilt in gleicher Weise für den Einfluss der Korngrößenverteilung des Materials der Fahrbahnoberfläche.

Daher soll der Einfluss dieser Größen auf die Staubemissionen der Fahrzeugbewegungen herausgearbeitet werden. Dazu wurden zunächst rund 560 Messungen zur Erfassung der Staubemissionen der Fahrbewegungen der SKW im Gabbrobetrieb nach der oben beschriebenen Messmethode durchgeführt. Sämtliche bisher erfassten Einflussgrößen wurden erneut festgehalten. Darüber hinaus wurden die Fahrzeuggeschwindigkeit erfasst und die Korngrößenverteilung des Materials der Fahrbahnoberfläche bestimmt.

### **9.1 Wetterdaten der weitergehenden Untersuchungen der Staubemissionen der Fahrbewegungen**

Der Vollständigkeit wegen werden die Verteilungen der Wetterdaten (Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit) für diese Messungen angegeben, obwohl hinsichtlich dieser Parameter keine Auswertung erfolgt.

#### **Temperatur**

Die gemessene Lufttemperatur liegt zwischen 0,6 °C und 18,4 °C. Die Verteilung ist in Abbildung 9-1 dargestellt, ihre statistischen Werte sind im Anhang enthalten.

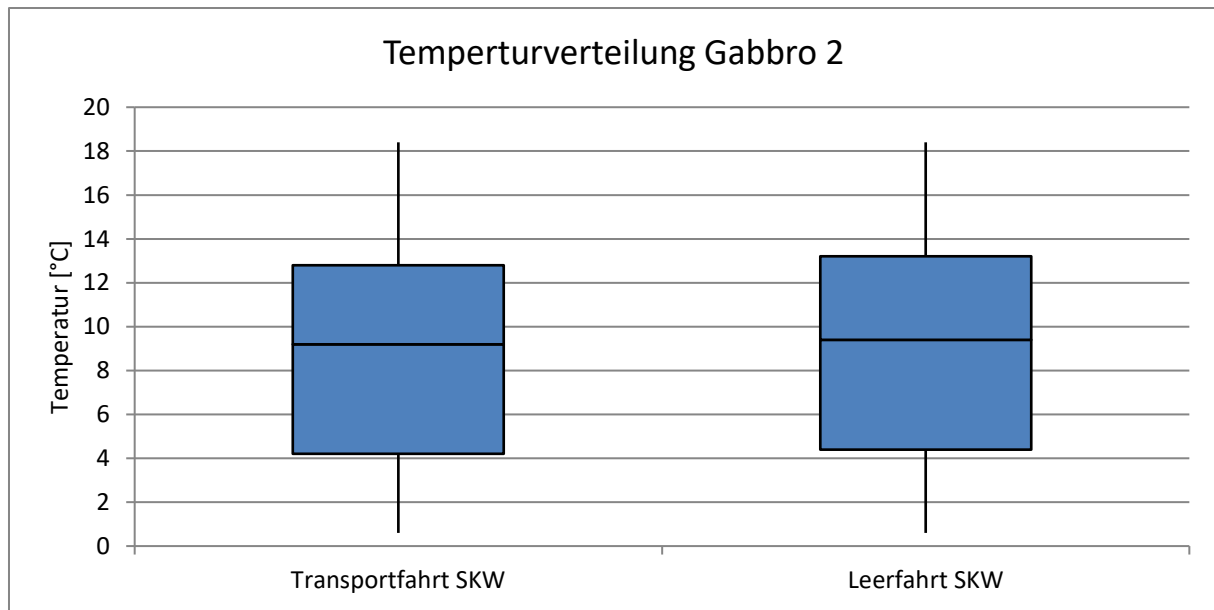


Abbildung 9-1: Temperaturverteilung im Gabbro 2

### Relative Luftfeuchtigkeit

Die erfasste relative Luftfeuchtigkeit bewegt sich zwischen 39,1 % und 89,2 %. Die Abbildung 9-2 gibt die Verteilung wieder.

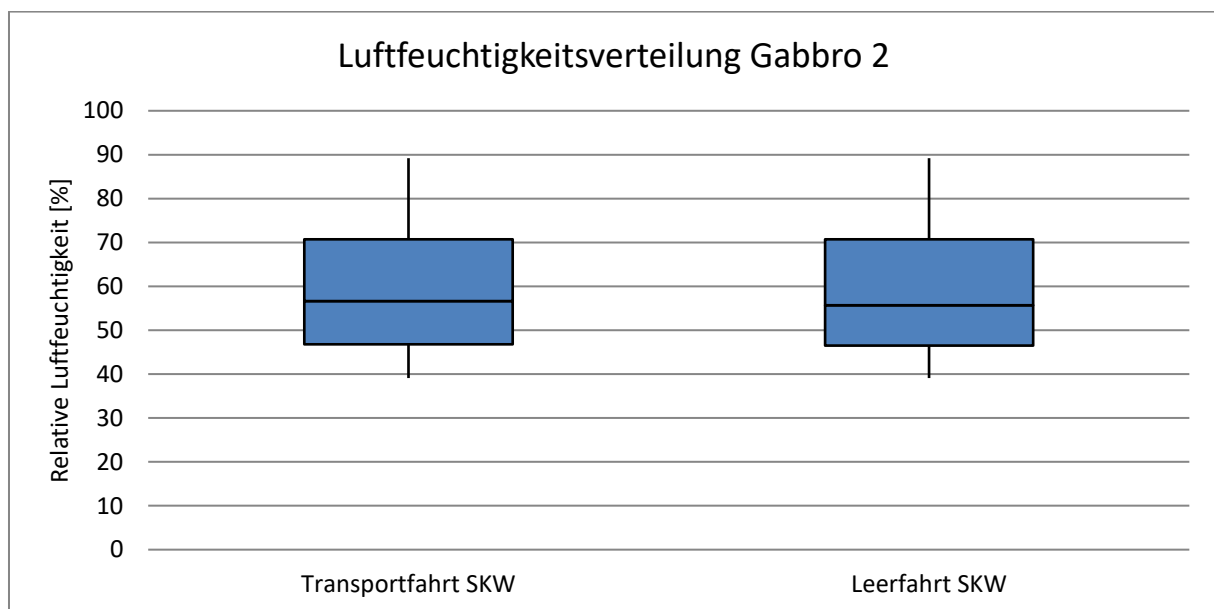


Abbildung 9-2: Luftfeuchtigkeitsverteilung im Gabbro 2



## Windgeschwindigkeit

Die gemessene Windgeschwindigkeit reicht von 0,01 m/s bis 4,76 m/s. Die Abbildung 9-3 gibt die Verteilung der Windgeschwindigkeit wieder.

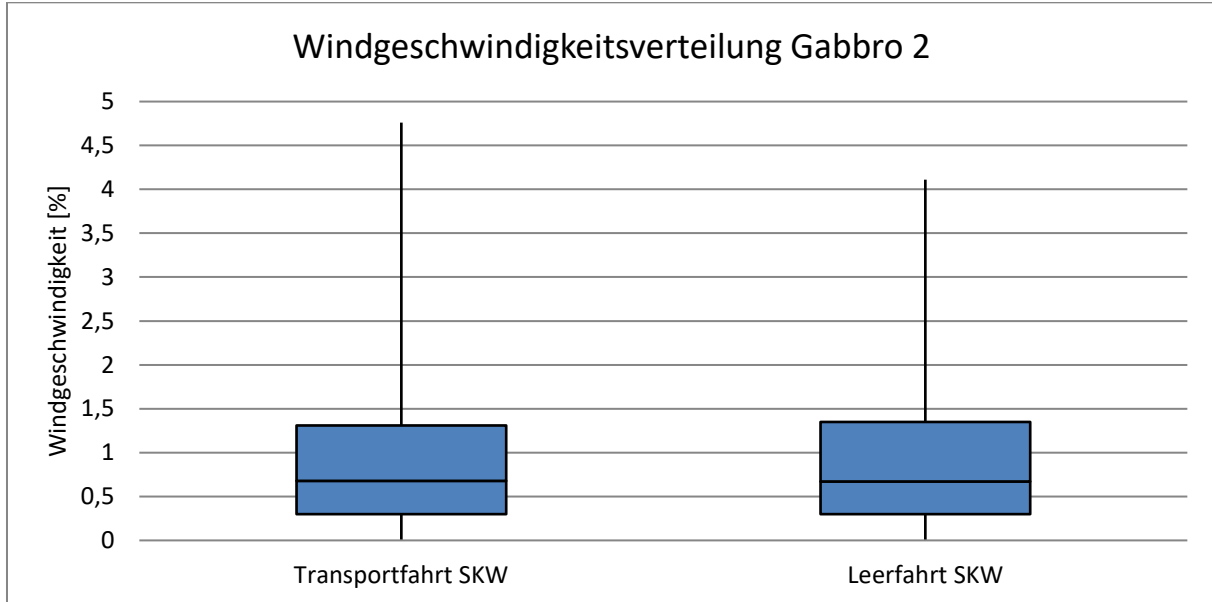


Abbildung 9-3: Windgeschwindigkeitsverteilung im Gabbro 2

## 9.2 Bestimmung des Wassergehalts

Die bisherigen Untersuchungsergebnisse verdeutlichen den Einfluss der Materialfeuchtigkeit auf die Höhe der Staubemissionen. Dieser Einfluss ist bei Emissionen, die von Fahrbewegungen der Fahrzeuge ausgehen, besonders groß, da die Feuchtigkeit des Materials der Fahrbahnoberfläche im Vergleich zu dem Material anderer Betriebsvorgänge wie Materialaufnahme und -abgabe oder Bandübergaben deutlich stärker durch klimatische Einflussgrößen wie beispielsweise Niederschlag und Temperatur beeinflusst wird. Dies liegt unter anderem daran, dass lediglich die obersten Zentimeter der unbefestigten Fahrwege von den Fahrbewegungen des Fahrzeugs und dem damit verbundenen Impulsaustausch betroffen sind und zur Staubemission beitragen und dass das Staubungsverhalten dieser relativ dünnen Schichten an Material stark von den genannten klimatischen Bedingungen beeinflusst wird.

Um den Einfluss der Materialfeuchtigkeit auf die Höhe der Staubemissionen bei Fahrbewegungen von Fahrzeugen zu ermitteln, wurde zusätzlich zu den Messungen der

Staubemissionen nach der in dieser Arbeit beschriebenen Methode auch der Wassergehalt des Oberflächenmaterials der unbefestigten Fahrwege bestimmt.

### **9.2.1 Probennahme**

Bei den genommenen Proben handelt es sich um gestörte Proben des Materials der obersten 1 cm bis 2 cm der Fahrbahnoberfläche [28]. Die Probennahme erfolgte in dem Bereich der Fahrbahn, die für die gemessenen Staubemissionen verantwortlich ist. Dazu wurden fünf Einzelproben in einem Abstand von etwa 50 cm mit einer kleinen Schaufel entnommen und anschließend gemischt. Die Mischprobe wurde in eine Plastiktüte gegeben, diese ordnungsgemäß verschlossen und gekennzeichnet. Die Probennahme wurde in zeitlich sinnvollen Abständen während der Messungen wiederholt.

### **9.2.2 Ergebnisse der Wassergehaltsbestimmung**

Zur Bestimmung des Wassergehalts des Oberflächenmaterials der Fahrbahn wurden an sieben Tagen im März und April 2016 40 Proben genommen, jeweils eine Probe pro 10 bis 20 Staubbmessungen, je nachdem, wie eng die Messungen zeitlich beieinander lagen. Die bestimmten Wassergehalte dieser Proben weisen eine große Spannweite auf und bewegen sich zwischen 0,55 % und 12,68 %. In Tabelle 9-1 ist der Wassergehalt jeder Probe in Prozent angegeben.

Datum Probennahme	10.03.2016						
Probennummer	1	2	3	4	-	-	-
Wassergehalt [%]	11,00	12,19	12,00	12,68	-	-	-
Datum Probennahme	16.03.2016						
Probennummer	1	2	3	4	5	6	-
Wassergehalt [%]	8,44	8,09	9,44	10,90	11,79	11,59	-
Datum Probennahme	17.03.2016						
Probennummer	1	2	3	4	5	-	-
Wassergehalt [%]	9,21	8,79	8,61	10,19	10,04	-	-
Datum Probennahme	07.04.2016						
Probennummer	1	2	3	4	5	6	-
Wassergehalt [%]	9,80	9,20	7,67	9,76	9,93	9,00	-
Datum Probennahme	08.04.2016						
Probennummer	1	2	3	4	5	6	7
Wassergehalt [%]	9,30	2,96	3,91	2,79	1,88	1,43	0,95
Datum Probennahme	12.04.2016						
Probennummer	1	2	3	4	5	6	7
Wassergehalt [%]	2,29	1,83	1,88	1,70	1,10	0,99	1,21
Datum Probennahme	21.04.2016						
Probennummer	1	2	3	4	5	-	-
Wassergehalt [%]	0,95	0,88	0,56	0,62	0,55	-	-

**Tabelle 9-1: Wassergehalt des Materials der Fahrbahnoberfläche**

### 9.3 Korngrößenanalyse

Da der Feinkornanteil des Straßenmaterials in die Formel zur Berechnung des VDI-Emissionsfaktors für Fahrbewegungen eingeht (vgl. Kapitel 3.2), wird der Einfluss der Korngrößenverteilung auf die Höhe der Staubemissionen durch Fahrbewegungen untersucht. Weiterhin wird ermittelt, inwiefern sich der Anteil der Staubfraktionen PM<sub>1</sub>, PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub> am Fahrbahnbelag auf den Anteil der entsprechenden Fraktionen an den Staubemissionen auswirken. Dazu ist die Bestimmung der Korngrößenverteilung des Oberflächenmaterials der Fahrbahnen erforderlich. Die Anteile des Materials kleiner als 0,063 mm, 10 µm, 2,5 µm und 1 µm sind hierbei von besonderem Interesse. Die Korngrößenverteilung bis zu einer Korngröße

von 0,063 mm wurde per Siebung und für Korngrößen unter 0,063 mm per Laserbeugung bestimmt. Die Probennahme wurde wie in Kapitel 9.2.1 beschrieben durchgeführt.

### 9.3.1 Bestimmung der Korngrößenverteilung

#### Siebung

Die Korngrößenverteilung bis zu einer Korngröße von 0,063 mm wurde mittels Siebung nach DIN 18123 bestimmt [45]. Da die Proben Korngrößen unter 0,063 mm enthielten, wurden zunächst die Feinanteile ( $< 0,063$  mm) abgetrennt. Dazu wurden die Proben im Trocknungssofen bei  $105^{\circ}\text{C}$  bis zur Massenkonzanz getrocknet und auf 0,1 % ihrer Masse genau gewogen. Anschließend wurden die einzelnen Proben jeweils in einem Bottich mit Wasser vermengt und zum Trennen der Feinanteile von den gröberen Körnern mit der Hand bearbeitet. Bei jeder Probe wurde die Aufschlämmung nach kräftigem Durchrühren durch ein Sieb mit einer Maschenweite von 0,063 mm, dem zum Schutz ein Sieb mit einer Maschenweite von 1 mm vorgeschaltet war, gewaschen. Der Siebdurchgang wurde in einem Gefäß aufgefangen und der Siebrückstand zum Ausgangsmaterial zurückgegeben. Der Vorgang wurde so oft wiederholt, bis die abgossene Flüssigkeit keine Trübung mehr aufwies [45].

Das vom Feinkorn ( $< 0,063$  mm) getrennte Grobkorn ( $> 0,063$  mm) (siehe Abbildung 9-4) wurde bei  $105^{\circ}\text{C}$  im Trocknungssofen bis zur Massenkonzanz getrocknet und nach dem Abkühlen auf 0,1 % der Probenmenge genau gewogen.



Abbildung 9-4: Probenmaterial größer 63  $\mu\text{m}$  (links) und kleiner 63  $\mu\text{m}$  (rechts)

Anschließend erfolgte die Siebung mit der Siebmaschine HAVER EML 200 digital T mit Analysesieben nach DIN ISO 3310-1 mit folgenden Maschenweiten: 0,063 mm, 0,125 mm,

0,25 mm, 0,5 mm, 1,0 mm, 2,0 mm und 4,0 mm. Der zu siebende Probenumfang orientierte sich am geschätzten Größtkorn (siehe Tabelle 9-2) [45].

Bei geschätztem Größtkorn der Bodenprobe [mm]	Mindestprobenmenge [g]
2	150
5	300
10	700
20	2000
30	4000
40	7000
50	12000
60	18000

**Tabelle 9-2: Mindestprobenmenge in Abhängigkeit vom Größtkorn [45]**

Im Anschluss an den zehnminütigen Siebdurchgang wurden die Rückstände der einzelnen Siebe und der Auffangschale auf 0,1 % der Probenmenge genau gewogen [45].

Der in einem Gefäß aufgefangene Siebdurchgang ( $< 63 \mu\text{m}$ ) wurde nach Sedimentieren und Dekantieren bei  $105^\circ \text{C}$  bis zur Massenkonzanz getrocknet, um dessen Masse zu bestimmen [46].

Zur Auswertung wurde die Masse der Siebrückstände und der Auffangschale in Prozenten der Summe dieser Trockenmassen angegeben und diese in die entsprechenden Siebdurchgänge umgerechnet [45]. Die Darstellung der Siebdurchgänge erfolgte als Körnungslinie (siehe Abbildung 9-5).

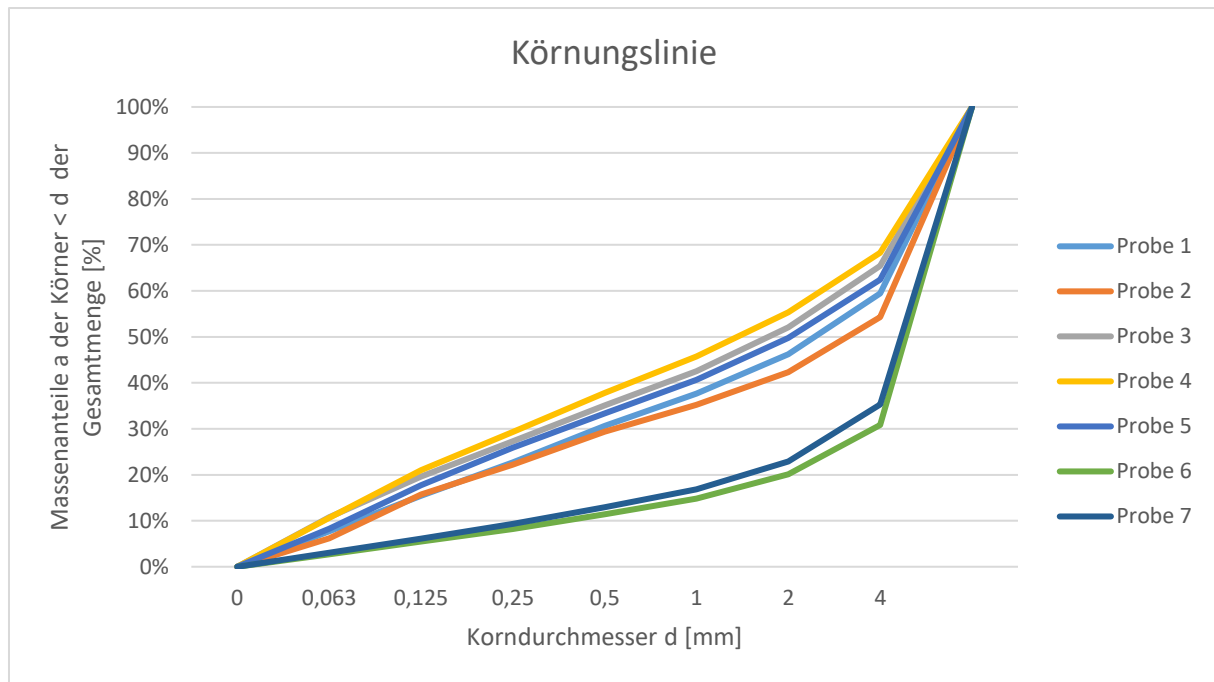
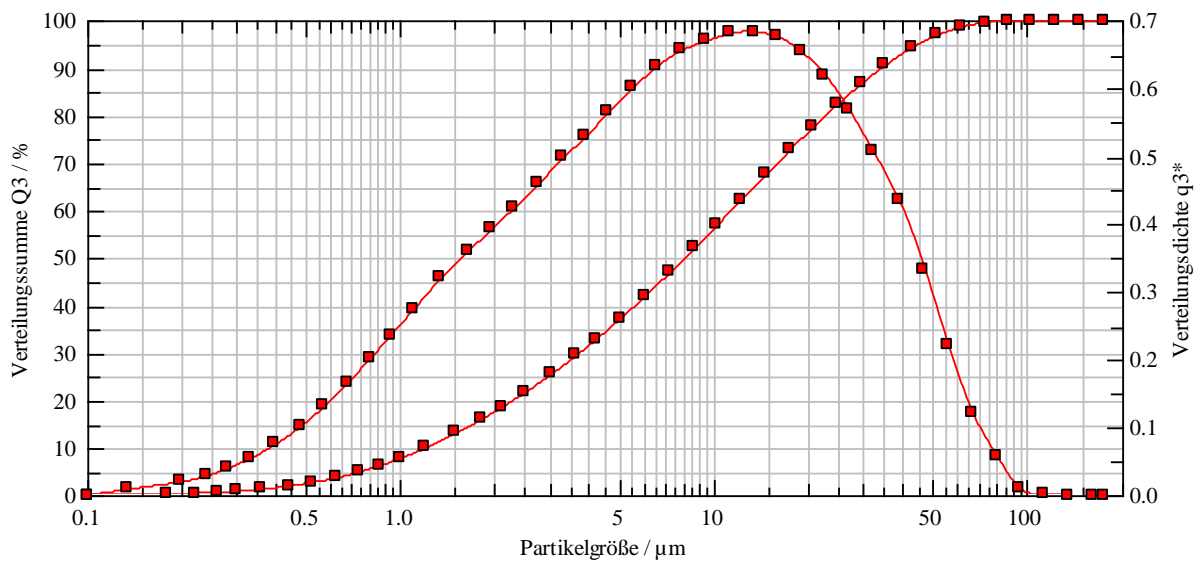


Abbildung 9-5: Körnungslinien der Proben vom 12.04.2016

## Laserbeugung

Die Korngrößenverteilung wurde für Korngrößen unterhalb von 0,063 mm mittels Laserbeugung mit dem Laserbeugungssensor HELOS KR der Firma Sympatec bestimmt. Dazu wurde aus dem jeweiligen Probenmaterial ( $< 0,063$  mm) eine repräsentative Teilprobe entnommen, mit Wasser und Tetranatriumdiphosphat ( $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ ) versetzt und die entstandene Suspension mit Hilfe von Ultraschall dispergiert. Unter Verwendung des automatischen Dispergiermoduls QUIXEL der Firma Sympatec wurde die dispergierte Suspension dem Laserbeugungssensor zur Partikelgrößenanalyse zugeführt. Die Ergebnisse der Partikelgrößenanalyse sind graphisch dargestellt (siehe Abbildung 9-6).



**Abbildung 9-6: Volumengewichtete Verteilungssumme und Verteilungsdichte des Probenmaterials (< 63 µm) der Probe 1 vom 07.04.2016**

### 9.3.2 Ergebnisse der Korngrößenanalyse

Zur Bestimmung der Korngrößenverteilung wurde für jede der 40 Proben der Massenanteil der Fraktionen 0-0,063 mm, 0,063-0,125 mm, 0,125-0,25 mm, 0,25-0,5 mm, 0,5-1 mm, 1-2 mm, 2-4 mm und größer als 4 mm sowie der volumetrische Anteil der Teilchen kleiner 1 µm, kleiner 2,5 µm und kleiner 10 µm am Probenmaterial < 63 µm ermittelt. Der Massenanteil der Fraktion 0-0,063 mm und der volumengewichteten Anteile der Teilchen kleiner 1 µm, 2,5µm und 10 µm sind tabellarisch zusammengefasst (siehe Tabelle 9-3 und Tabelle 9-4).

Datum der Probennahme	Probennummer	Anteil <sup>2</sup> < 1 µm [%]	Anteil <sup>2</sup> < 2,5 µm [%]	Anteil <sup>2</sup> < 10 µm [%]	Anteil <sup>3</sup> < 63 µm [%]
10.03.2016	1	8,23	22,28	56,21	24,29
	2	7,84	21,35	54,58	24,45
	3	7,86	21,01	52,15	23,47
	4	6,61	18,05	46,75	20,26
16.03.2016	1	6,41	18,07	49,97	18,34
	2	6,24	17,38	44,98	16,89
	3	5,83	16,23	43,82	20,61
	4	8,38	23,28	55,83	23,23
	5	7,78	21,51	54,54	24,75
	6	7,23	20,03	50,28	25,19
17.03.2016	1	6,72	18,11	45,50	28,04
	2	6,44	17,87	46,62	23,90
	3	6,42	17,10	43,23	23,03
	4	6,85	18,14	44,09	26,01
	5	7,89	20,82	49,85	29,23

**Tabelle 9-3: Ergebnisse der Korngrößenanalyse der Proben vom 10.03.2016 – 17.03.2016**

<sup>2</sup> Volumengewichteter Anteil am Probenmaterial < 63 µm.

<sup>3</sup> Anteil an der gesamten Probenmasse.



Datum der Probennahme	Probennummer	Anteil <sup>4</sup> < 1 µm [%]	Anteil <sup>4</sup> < 2,5 µm [%]	Anteil <sup>4</sup> < 10 µm [%]	Anteil <sup>5</sup> < 63 µm [%]
07.04.2016	1	7,82	21,79	56,36	24,42
	2	6,52	17,96	47,38	23,95
	3	7,62	20,75	50,93	15,70
	4	7,64	21,13	52,83	20,32
	5	7,81	21,56	54,30	24,19
	6	7,43	20,32	52,18	24,03
08.04.2016	1	5,11	14,62	41,03	22,10
	2	5,65	15,64	44,11	18,37
	3	6,78	19,12	51,53	21,39
	4	6,78	18,79	51,23	18,94
	5	6,60	19,09	49,95	16,02
	6	6,73	18,70	51,07	17,49
	7	6,89	18,78	48,67	14,73
12.04.2016	1	6,81	18,47	46,27	7,69
	2	7,01	18,92	46,88	6,15
	3	8,18	21,92	51,61	10,77
	4	8,25	22,22	52,16	10,61
	5	7,66	22,69	52,88	8,28
	6	6,52	18,23	44,22	2,73
	7	5,90	17,19	42,39	3,02
21.04.2016	1	4,95	14,04	36,95	3,62
	2	5,19	14,77	38,45	5,00
	3	5,26	15,37	39,21	3,22
	4	5,11	14,30	38,22	6,14
	5	5,71	16,01	40,00	2,83

**Tabelle 9-4: Ergebnisse der Korngrößenanalyse der Proben vom 07.04.2016 – 21.04.2016**

Die Ergebnisse der Korngrößenanalyse zeigen, dass sich die volumengewichteten Anteile der Partikel kleiner 1 µm, 2,5 µm und 10 µm am Probenmaterial < 63 µm bezogen auf die jeweilige

<sup>4</sup> Volumengewichteter Anteil am Probenmaterial < 63 µm.

<sup>5</sup> Anteil an der gesamten Probenmasse.

Partikelgröße unterscheiden. Der Anteil der Partikel  $< 1 \mu\text{m}$  an den Partikeln  $< 63 \mu\text{m}$  beträgt zwischen 4,95 % und 8,38 %. Die entsprechenden Werte für die Partikel  $< 2,5 \mu\text{m}$  liegen zwischen 14,04 % und 23,28 %, für die Partikel  $< 10 \mu\text{m}$  zwischen 36,95 % und 56,36 %. Die Anteile des Probenmaterials  $< 63 \mu\text{m}$  an der Gesamtprobenmasse bewegen sich zwischen 2,73 % und 29,23 %.

### **9.4 Berücksichtigung der Fahrzeuggeschwindigkeit**

Um den Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Höhe der Staubemissionen zu ermitteln, wurden die Staubmessungen nur bei vorher festgelegten Fahrzeuggeschwindigkeiten durchgeführt. Diese lagen bei 15 km/h, 20 km/h, 25 km/h und 30 km/h. Damit der innerbetriebliche Ablauf weitestgehend ungestört von den Staubmessungen erfolgen konnte, wurde an den meisten Messtagen folgendes Vorgehen gewählt: Vor Messbeginn wurde bei den SKW-Fahrern in Erfahrung gebracht, in welchen Streckenabschnitten sie die entsprechende Geschwindigkeit fuhren, und dann die Staubmessungen in diesen Abschnitten durchgeführt. Die Messpunkte in den entsprechenden Fahrbahnabschnitten waren so zu wählen, dass die SKW die entsprechende Geschwindigkeit bereits über eine Streckenlänge von rund 50 m bis 100 m fuhren, um Verfälschungen der Staubmessungen zu vermeiden. Dies galt insbesondere dann, wenn die Fahrzeuggeschwindigkeit in den zuvor befahrenen Abschnitten höher war, da der in diesen Bereichen emittierte Staub dem SKW wegen dessen Sogwirkung eine Weile in Fahrtrichtung folgte.

Diese Vorgehensweise hatte zur Folge, dass die Staubmessungen bei 15 km/h und 20 km/h überwiegend bei Transportfahrt und Steigung und die Staubmessungen bei 30 km/h in der Mehrzahl der Fälle bei Leerfahrt und Gefälle oder ebener Strecke erfolgten. Lediglich die Staubmessungen, die bei 25 km/h durchgeführt wurden, umfassen sowohl Transport- als auch Leerfahrten in vergleichbarer Anzahl.

### **9.5 Einfluss der untersuchten Parameter auf die Höhe der Staubemissionen**

Im Folgenden ist der Einfluss der Feuchtigkeit und der Korngrößenverteilung des Oberflächenmaterials der Fahrbahn sowie der Fahrzeuggeschwindigkeit der SKW auf die Höhe der Staubemissionen, die von Fahrbewegungen der SKW ausgehen, dargestellt.

### 9.5.1 Einfluss der Feuchtigkeit des Oberflächenmaterials der Fahrbahn

Der Wassergehalt des Oberflächenmaterials der Fahrbahn hat einen deutlichen Einfluss auf die Höhe der Staubemissionen. Dies wird aus der Abbildung 9-7 ersichtlich.

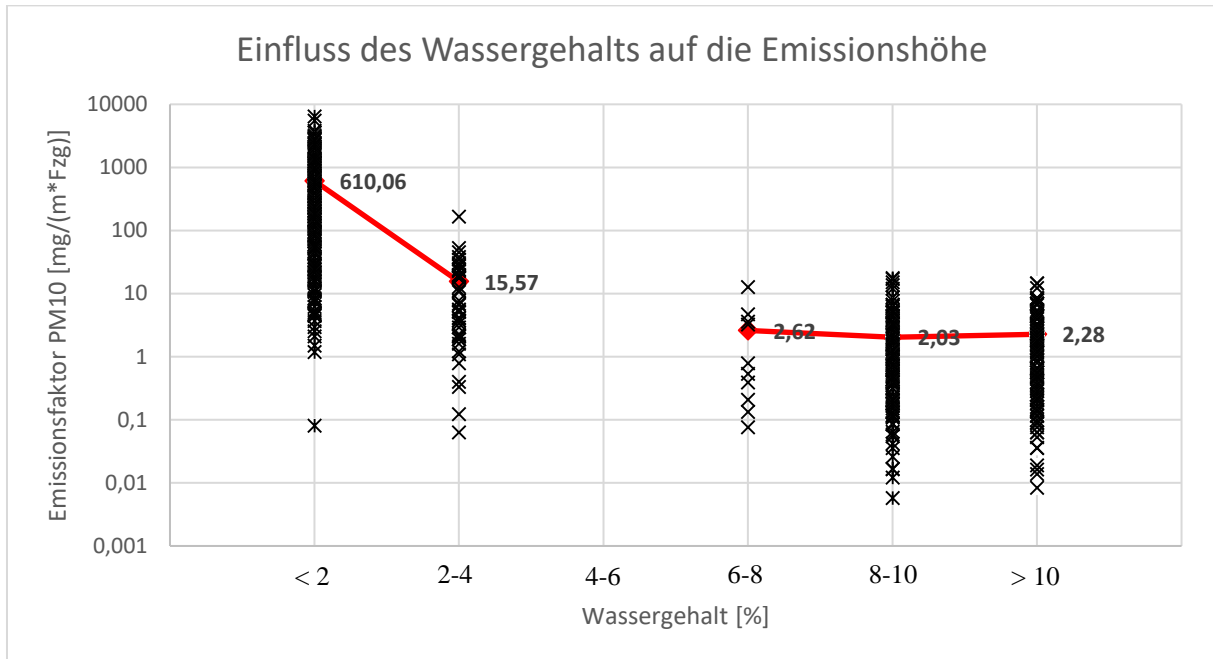


Abbildung 9-7: Einfluss des Wassergehalts auf die Emissionshöhe

Zusätzlich zu den PM10-Einzelemissionsfaktoren sind die arithmetischen Mittelwerte der jeweiligen Wertemenge dargestellt. Für den Wassergehalt von 4 % bis 6 % liegen keine Emissionsfaktoren vor, da diese Bedingung an den Messtagen nicht vorgefunden wurde. Der arithmetische Mittelwert der Einzelemissionsfaktoren, die aus den Messungen berechnet wurden, die bei einem Wassergehalt des Oberflächenmaterials der Fahrbahn von unter 2 %, aufgenommen wurden, liegt bei 610,1 mg/(m\*Fzg). Dieser arithmetische Mittelwert sinkt auf 15,57 mg/(m\*Fzg) bei einem Wassergehalt von 2 % bis 4 % und reduziert sich weiter auf 2,62 mg/(m\*Fzg) bei 6 % bis 8 % Wassergehalt. Ab diesem Punkt verändert sich der arithmetische Mittelwert trotz steigenden Wassergehalts kaum und bewegt sich zwischen 2,03 mg/(m\*Fzg) und 2,28 mg/m\*(Fzg). Die Maximalwerte und die Spannweiten verhalten sich entsprechend (siehe Tabelle 9-5).

	<b>Wassergehalt [%]</b>	<b>&lt; 2</b>	<b>2-4</b>	<b>4-6</b>	<b>6-8</b>	<b>8-10</b>	<b>&gt; 10</b>
<b>PM1</b>	Mittelwert [mg/(m*Fzg)]	399,3	11,83	-	2,58	1,78	2,17
	Median [mg/(m*Fzg)]	157,5	5,68	-	0,56	0,62	1,12
	Maximum [mg/(m*Fzg)]	4179	122,3	-	12,84	13,98	14,52
	Minimum [mg/(m*Fzg)]	0,07	0,70	-	0,06	0	0
	Spannweite [mg/(m*Fzg)]	4179	121,6	-	12,78	13,98	14,52
<b>PM2,5</b>	Mittelwert [mg/(m*Fzg)]	405,6	11,86	-	2,58	1,80	2,18
	Median [mg/(m*Fzg)]	160,2	5,71	-	0,57	0,69	1,13
	Maximum [mg/(m*Fzg)]	4220	122,7	-	12,79	14,31	14,55
	Minimum [mg/(m*Fzg)]	0,07	0,70	-	0,06	0	0
	Spannweite [mg/(m*Fzg)]	4219	122,0	-	12,73	14,31	14,55
<b>PM10</b>	Mittelwert [mg/(m*Fzg)]	610,1	15,57	-	2,62	2,03	2,28
	Median [mg/(m*Fzg)]	247,3	6,90	-	0,66	0,71	1,13
	Maximum [mg/(m*Fzg)]	6379	165,8	-	12,57	17,47	14,52
	Minimum [mg/(m*Fzg)]	0,08	0,79	-	0,08	0	0
	Spannweite [mg/(m*Fzg)]	6379	165,0	-	12,49	17,47	14,52

**Tabelle 9-5: Einfluss des Wassergehalts der Fahrbahnoberfläche auf die Höhe der Emissionen**

Insgesamt verringert sich der arithmetische Mittelwert der Einzelemissionen bei einem Wassergehalt von unter 2 % zu einem Wassergehalt von über 10 % um das 268-Fache. Die stärkste Reduktion erfolgt bei der Zunahme des Wassergehalts von unter 2 % auf 2 % bis 4 % (siehe Tabelle 9-6).

Wassergehalt [%]	Arithmetischer Mittelwert [mg/(m*Fzg)]			Veränderung zum Vorgänger		
	PM1	PM2,5	PM10	PM1	PM2,5	PM10
< 2	399,3	405,6	610,1	-	-	-
2-4	11,83	11,86	15,57	↓33,8	↓34,2	↓39,2
4-6	-	-	-	-	-	-
6-8	2,58	2,58	2,62	↓4,59	↓4,60	↓5,94
8-10	1,78	1,80	2,03	↓1,45	↓1,43	↓1,29
> 10	2,17	2,18	2,28	↑1,22	↑1,21	↑1,12

**Tabelle 9-6: Veränderung der Emissionshöhe bei zunehmendem Wassergehalt der Fahrbahnoberfläche**

Die Daten verdeutlichen, dass die Staubemissionen, die durch Fahrbewegungen verursacht werden, ab einem Wassergehalt des Oberflächenmaterials der Fahrbahn von unter 2 % stark ansteigen. Zudem wird ersichtlich, dass die Staubemissionen ab einem Wassergehalt von 6 % bei steigendem Wassergehalt der Fahrbahnoberfläche nahezu konstant sind. Dieser Umstand ist darauf zurückzuführen, dass ab diesem Wassergehalt des Materials der Fahrbahnoberfläche keine oder nur in geringem Umfang Emissionen von der Fahrbahnoberfläche durch Fahrbewegungen der SKW freigesetzt werden und somit ein weiterer Anstieg des Wassergehalts keine zusätzliche Reduktion der Staubemissionen bewirkt. Die gemessenen Emissionen setzen sich ab diesem Wassergehalt überwiegend aus den Abgasen und den Reifenabrieb der Fahrzeuge zusammen.

Die nach der Feuchtigkeit des Oberflächenmaterials der Fahrbahn sortierten Einzelemissionsfaktoren sind bei unterschiedlich hohen Fahrzeuggeschwindigkeiten (15 km/h, 20 km/h, 25 km/h und 30 km/h) erfasst worden. Die jeweiligen Fahrzeuggeschwindigkeiten fließen aufgrund der Anzahl an Messungen unterschiedlich stark in die Kategorien ein. Um den Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeiten aus der Betrachtung zu eliminieren, wurde der Einfluss der Materialfeuchtigkeit unter Berücksichtigung der Fahrzeuggeschwindigkeit untersucht. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 9-7 dargestellt.

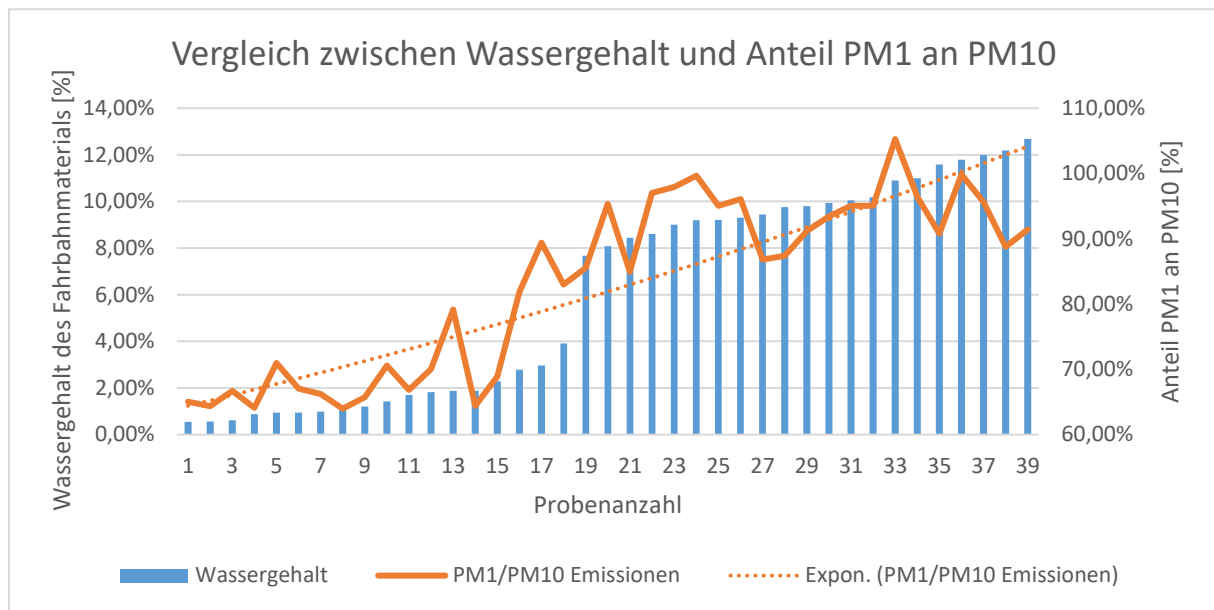
	Wassergehalt [%]	< 2	2-4	4-6	6-8	8-10	> 10
Fahrzeug geschwin digkeit 15 km/h	Arithmetischer Mittelwert [mg/(m*Fzg)]	204,1	-	-	4,34	3,71	3,27
	Veränderung zum vorherigen Emissionswert	-	-	-	↓47,0	↓1,17	↓1,13
Fahrzeug geschwin digkeit 20 km/h	Arithmetischer Mittelwert [mg/(m*Fzg)]	254,9	17,16	-	-	1,39	-
	Veränderung zum vorherigen Emissionswert	-	↓14,9	-	-	↓12,3	-
Fahrzeug geschwin digkeit 25 km/h	Arithmetischer Mittelwert [mg/(m*Fzg)]	815,5	6,47	-	-	2,64	1,52
	Veränderung zum vorherigen Emissionswert	-	↓126	-	-	↓2,45	↓1,74
Fahrzeug geschwin digkeit 30 km/h	Arithmetischer Mittelwert [mg/(m*Fzg)]	917,1	19,83	-	0,89	1,27	1,13
	Veränderung zum vorherigen Emissionswert	-	↓46,2	-	↓22,3	↑1,43	↓1,12

**Tabelle 9-7: Veränderung der PM10-Emissionshöhe bei zunehmendem Wassergehalt der  
Fahrbahnoberfläche unter Berücksichtigung der Fahrzeuggeschwindigkeit**

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass unabhängig von der Fahrzeuggeschwindigkeit die größten Emissionen bei einer Materialfeuchtigkeit der Fahrbahnoberfläche von unter 2 % auftreten. Die Verringerung der Staubemissionen ist, unabhängig von der Fahrzeuggeschwindigkeit, beim Anstieg der Materialfeuchtigkeit von unter 2 % auf 2 % bis 4 % am größten. Ab einem Feuchtigkeitsgehalt von 6 % sind die Veränderungen der Emissionen bei zunehmender Materialfeuchtigkeit bei sämtlichen Fahrzeuggeschwindigkeiten gering. Die Emissionen bei einem Feuchtigkeitsgehalt von über 6 % sind jedoch bei einer Fahrzeuggeschwindigkeit von 15 km/h mit Werten zwischen 3,27 mg/(m\*Fzg) und 4,34 mg/(m\*Fzg) höher als die Emissionen der anderen Geschwindigkeitsklassen, die sich zwischen 0,89 mg/(m\*Fzg) und 2,64 mg/(m\*Fzg) bewegen. Im Gegensatz dazu erhöhen sich die Emissionen bei einer Materialfeuchtigkeit von unter 2 % kontinuierlich mit steigender Fahrzeuggeschwindigkeit. Dieser Gegensatz ist darauf zurückzuführen, dass ab einem Wassergehalt von 6 % das durch die Fahrbewegung der SKW aufgewirbelte Material der Fahrbahnoberfläche nur noch in geringem Maße zu den Gesamtemissionen beiträgt und diese vielmehr aus den Abgasen der Verbrennungsmotoren bestehen. Da die Leistung dieser Motoren vor allem bei

Steigungsfahrten im beladenen Zustand groß ist, werden hierbei besonders große Mengen an Abgasen emittiert. Der weitaus größte Teil der bei einer Fahrzeuggeschwindigkeit von 15 km/h erfassten Emissionen wurde bei Steigungsfahrten im beladenen Zustand gemessen. Dies ist der Grund für die besonders hohen Emissionen bei einer Fahrzeuggeschwindigkeit von 15 km/h und einer Materialfeuchtigkeit von über 6 % im Vergleich zu den anderen betrachteten Geschwindigkeitsklassen, in die die Steigungsfahrten, wenn überhaupt (20 km/h), in deutlich geringerem Maße eingeflossen sind. Bei einem Wassergehalt des Materials der Fahrbahnoberfläche von unter 2 % besteht die emittierte Staubwolke jedoch zu einem großen Teil aus Fahrbahnmaterial, das durch die Fahrbewegungen der SKW aufgewirbelt wurde. Die mit der Fahrzeuggeschwindigkeit ansteigenden Emissionen legen nahe, dass die Fahrzeuggeschwindigkeit einen direkten Einfluss auf die Emissionshöhe hat. Dieser Sachverhalt wird nachstehend genauer untersucht.

Weiterhin zeigte sich, dass der Wassergehalt des Oberflächenmaterials der Fahrbahn einen Einfluss auf den Anteil der PM1- und PM2,5-Emissionen an den PM10-Emissionen der Fahrbewegungen hat. Dies wurde durch den Vergleich des Wassergehalts des Fahrbahnmaterials mit den entsprechenden Anteilen an den PM10-Emissionen deutlich. Für diesen Vergleich wurden die arithmetischen Mittelwerte der Anteile der PM1- und PM2,5-Fraktionen an der PM10-Fraktion aus den der jeweiligen Probe des Fahrbahnmaterials zugehörigen Einzelemissionsfaktoren gebildet. Beispielhaft ist dieser Vergleich für den Anteil PM1 an PM10 dargestellt (siehe Abbildung 9-8).



**Abbildung 9-8: Vergleich zwischen Wassergehalt und Anteil der PM1-Emissionen an den PM10-Emissionen**

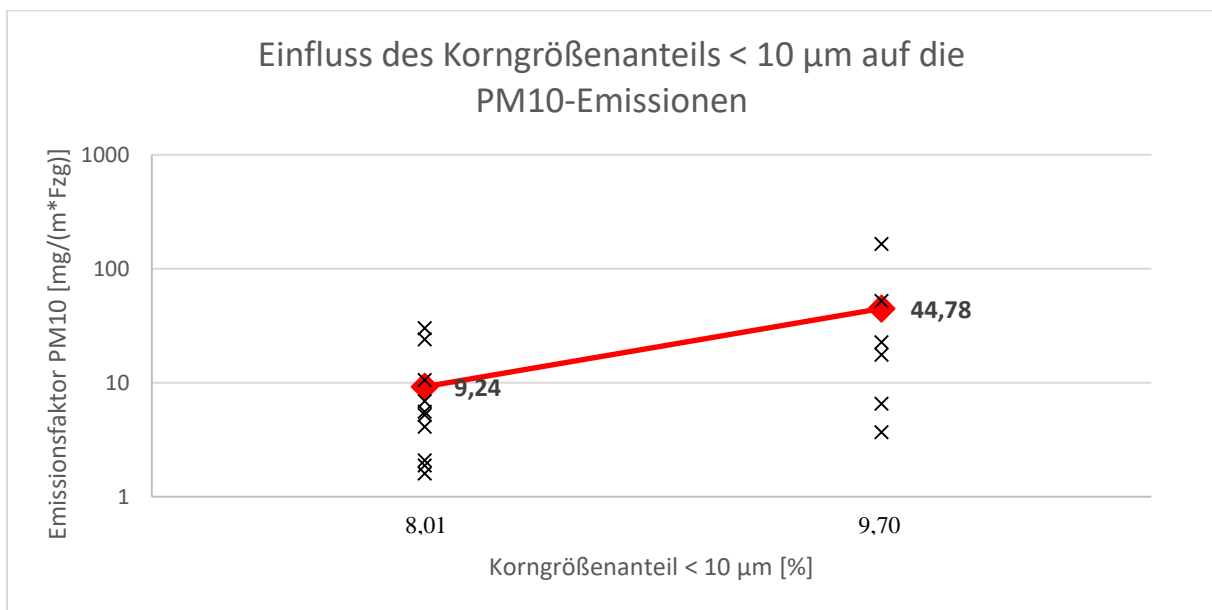
Der Wassergehalt der Proben bewegt sich zwischen 0,55 % und 12,68 %, der Anteil der PM1- an den PM10-Emissionen zwischen 63,98 % und 105,3 %. Die Anteile der PM1- an den PM10-Emissionen, die über 100 % betragen, beruhen auf der Differenzbildung zwischen Lee- und Luvmessung bei der Berechnung der Emissionsfaktoren. Es wird deutlich, dass sich der Anteil von PM1 an PM10 mit zunehmendem Wassergehalt erhöht. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich mit steigendem Wassergehalt des Fahrbahnmaterials die gemessenen Emissionen zunehmend aus Abgasen und Reifenabrieb zusammensetzen und der Anteil des emittierten Fahrbahnmaterials abnimmt. Zudem erzeugen Verbrennungsprozesse vorwiegend Partikel, die den Fraktionen PM1 und PM2,5 zuzurechnen sind [47]. Dadurch erhöht sich der Anteil von PM1 an PM10 der gemessenen Emissionen. Dieser Zusammenhang gilt analog für PM2,5.

## 9.5.2 Einfluss der Korngrößenverteilung des Oberflächenmaterials der Fahrbahn

Beim Einfluss der Korngrößenverteilung des Oberflächenmaterials der Fahrbahn auf die Höhe der Emissionen (PM1, PM2,5 und PM10), die durch Fahrbewegungen verursacht werden, ist besonders der Anteil der Korngrößen  $\leq 1 \mu\text{m}$ ,  $\leq 2,5 \mu\text{m}$  und  $\leq 10 \mu\text{m}$  des Fahrbahnmaterials von besonderer Bedeutung, da Partikel dieser Größe den Großteil der jeweiligen Staubfraktionen (PM1, PM2,5 und PM10) ausmachen.



Zur Bestimmung des Einflusses der Korngrößenverteilung des Fahrbahnmaterials auf die Emissionen ist es erforderlich, den Einfluss des Wassergehalts des Fahrbahnmaterials (siehe Kapitel 9.5.1) und der Fahrzeuggeschwindigkeit (siehe Kapitel 9.5.3) auf die Emissionen entsprechend zu berücksichtigen. Daher wurden ausschließlich die PM10-Einzelemissionen nach dem Korngrößenanteil  $< 10 \mu\text{m}$  gruppiert, die aus Messungen stammen, die bei einer Fahrzeuggeschwindigkeit von 30 km/h und einem Wassergehalt des Fahrbahnmaterials zwischen 2,79 % und 2,96 % erfolgten (siehe Abbildung 9-9). Zudem haben Transport- und Leerfahrten vergleichbare Anteile an den Einzelemissionsfaktoren, sodass eine Beeinflussung durch unterschiedliches Fahrzeuggewicht vernachlässigt werden kann.



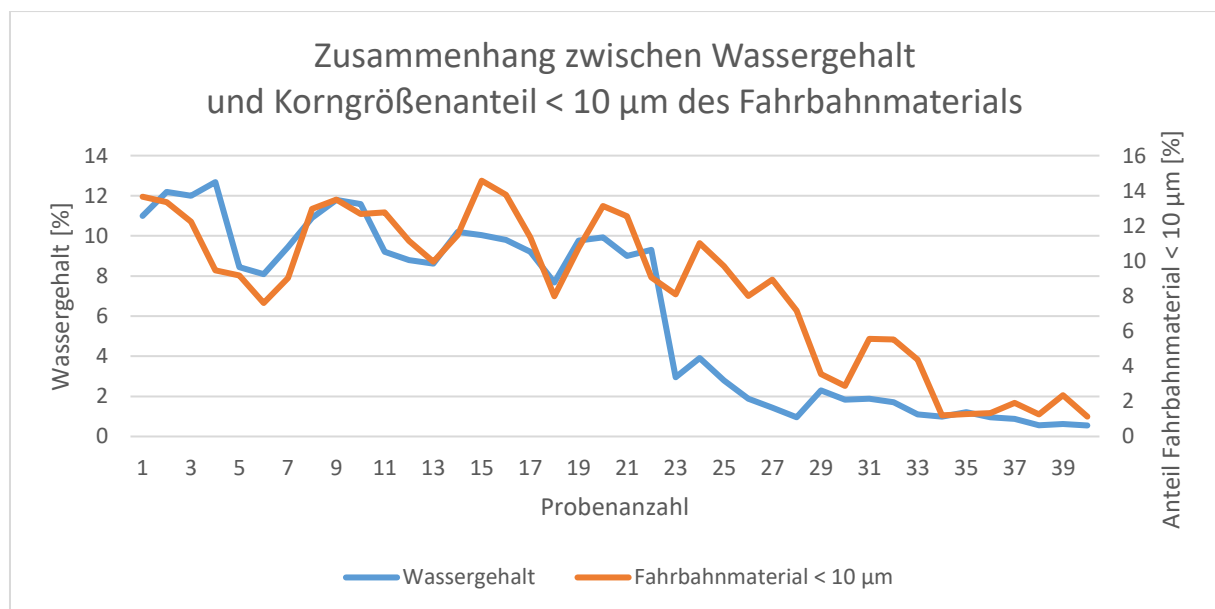
**Abbildung 9-9: Einfluss des Korngrößenanteils  $< 10 \mu\text{m}$  auf die PM10-Emissionen**

Die Darstellung verdeutlicht, dass die PM10-Emissionsfaktoren mit zunehmendem Korngrößenanteil  $< 10 \mu\text{m}$  des Fahrbahnmaterials ansteigen. Die durchschnittlichen PM10-Emissionen erhöhen sich von 9,24 mg/(m³\*Fzg) auf 44,78 mg/(m³\*Fzg) bei einer Zunahme des betrachteten Korngrößenanteils von 8,01 % auf 9,70 %. Dieser Zusammenhang gilt auch für die Anteile der Korngrößen  $< 1 \mu\text{m}$  und  $< 2,5 \mu\text{m}$ .

Die durchgeführten Untersuchungen verdeutlichen somit, dass bei zunehmendem Anteil der Korngrößen ( $< 1 \mu\text{m}$ ,  $< 2,5 \mu\text{m}$ ,  $< 10 \mu\text{m}$ ) des Fahrbahnmaterials die Emissionen ebenfalls ansteigen. Diese Ergebnisse decken sich somit mit den Untersuchungsergebnissen der amerikanischen Umweltschutzbehörde [48] und Jia et al. [49], die darlegen, dass bei steigendem Korngrößenanteil  $< 75 \mu\text{m}$  die gemessenen Emissionen zunehmen. Jedoch ist zu beachten, dass sich die beiden Untersuchungen von den Untersuchungen dieser Arbeit vor

allem hinsichtlich der betrachteten Korngrößen des Fahrbahnmaterials und der erfassten Staubfraktion unterscheiden. Zudem sind die Ergebnisse der in dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen hinsichtlich des Einflusses der Korngrößenverteilung des Fahrbahnmaterials auf die Höhe der Staubemissionen aufgrund des Umfangs an Messungen statistisch nicht abgesichert. Daher sind weitere Untersuchungen des betrachteten Zusammenhangs empfehlenswert.

Bei der Auswertung der Untersuchungsergebnisse ist weiterhin aufgefallen, dass ein Zusammenhang zwischen den Korngrößenanteilen des Fahrbahnmaterials  $< 1 \mu\text{m}$ ,  $< 2,5 \mu\text{m}$  und  $< 10 \mu\text{m}$  und dem Wassergehalt des Materials besteht. Bei den Fahrbahnproben mit einem hohen Wassergehalt sind die betrachteten Korngrößenanteile höher als bei Proben mit geringerem Wassergehalt (siehe Abbildung 9-10).



**Abbildung 9-10: Zusammenhang zwischen Wassergehalt und Korngrößenanteil < 10 μm des Fahrbahnmaterials**

Der dargestellte Zusammenhang ist darauf zurückzuführen, dass es bei trockener Fahrbahn zu einem Austrag des feinen Materials aus der Fahrspur kommt. Dieser Austrag wird durch die Luft, die durch die Reifen der Mobilgeräte bei der Fahrt verdrängt wird, verursacht. Somit wird dieses feine Material nicht weiter durch den Druck, der das Fahrzeuggewicht verursacht, und die Relativbewegungen der Körner des Fahrbahnmaterials zueinander zerkleinert. Im Gegensatz dazu bilden sich bei steigendem Wassergehalt der Fahrbahn Agglomerate aus Körnern unterschiedlicher Größe im Fahrbahnmaterial. Diese Agglomerate werden nicht durch die Fahrbewegungen der Mobilgeräte aus der Fahrspur verdrängt, sondern verbleiben dort und

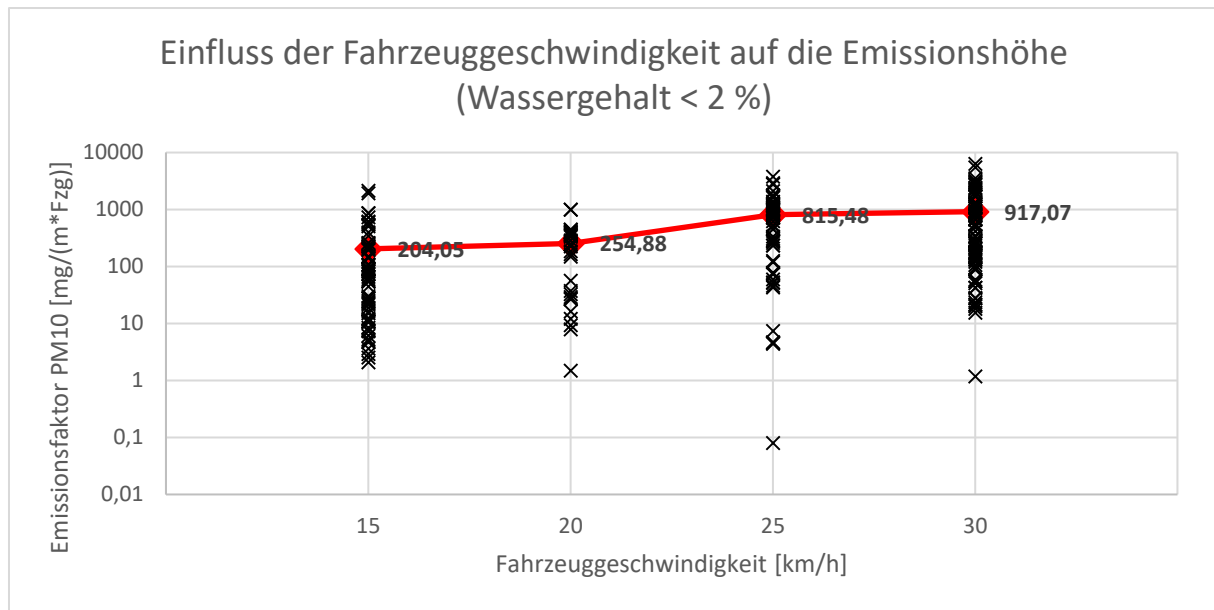
unterliegen einer Zerkleinerung. Dadurch und aufgrund des geringeren Austrags feiner Bestandteile des Fahrbahnmaterials steigt bei feuchten Fahrbahnbedingungen der Anteil der Korngrößen  $< 1 \mu\text{m}$ ,  $< 2,5 \mu\text{m}$  und  $< 10 \mu\text{m}$  an.

### 9.5.3 Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit

Zur Untersuchung des Einflusses der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Höhe der Feinstaubemissionen, die bei Fahrbewegungen von SKW emittiert werden, wurden sämtliche aus den verwertbaren Messungen berechneten Einzelemissionsfaktoren hinsichtlich der erfassten Fahrzeuggeschwindigkeiten (15 km/h, 20 km/h, 25 km/h und 30 km/h) sortiert. Zudem wurde bei der Bildung der entsprechenden arithmetischen Mittelwerte der Einfluss der Materialfeuchtigkeit berücksichtigt und somit den Erkenntnissen aus dem Kapitel 9.5.1 Rechnung getragen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 9-8 und Abbildung 9-11 dargestellt.

Fahrzeuggeschwindigkeit [km/h]	Arithmetischer Mittelwert [mg/(m*Fzg)]		
	PM1	PM2,5	PM10
15	129,4	131,4	204,1
20	163,0	165,6	254,9
25	530,1	539,1	815,5
30	607,7	616,8	917,1

Tabelle 9-8: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Emissionshöhe (Wassergehalt  $< 2 \%$ )



**Abbildung 9-11: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Emissionshöhe (Wassergehalt < 2 %)**

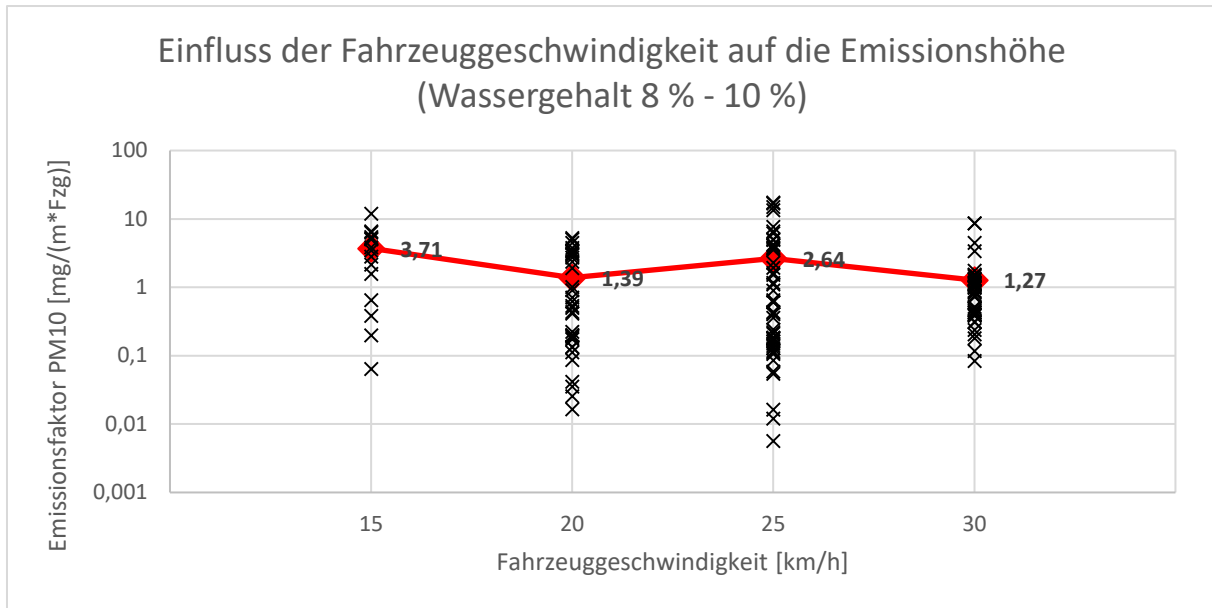
Die Darstellung verdeutlicht die Zunahme der Emissionen mit ansteigender Fahrzeuggeschwindigkeit. Bei der Verdopplung der Fahrzeuggeschwindigkeit von 15 km/h auf 30 km/h erhöhen sich die Emissionen um das 4,49-Fache bezogen auf die arithmetischen Mittelwerte der jeweiligen Einzelemissionsfaktoren.

Bei zunehmendem Wassergehalt ist dieser Zusammenhang nicht mehr vorhanden, da dann das durch die Fahrbewegung aufgewirbelte Fahrbahnmaterial nur noch in geringem Maße zu den gemessenen Emissionen beiträgt und somit die Fahrzeuggeschwindigkeit keinen Einfluss auf die Emissionshöhe hat. Die Tabelle 9-9 enthält die Emissionen für einen Wassergehalt der Fahrbahnoberfläche von 8 % bis 10 %.

Fahrzeuggeschwindigkeit [km/h]	Arithmetischer Mittelwert [mg/(m³*Fzg)]		
	PM1	PM2,5	PM10
15	3,68	3,69	3,71
20	1,36	1,36	1,39
25	2,11	2,15	2,64
30	1,08	1,10	1,27

**Tabelle 9-9: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Emissionshöhe (Wassergehalt 8 % - 10 %)**

Dieser Sachverhalt wird in der Abbildung 9-12 verdeutlicht, die die Verteilung der Einzelemissionsfaktoren nach Fahrzeuggeschwindigkeiten geordnet und bei einem Wassergehalt des Oberflächenmaterials der Fahrbahn von 8 % bis 10 % wiedergibt.

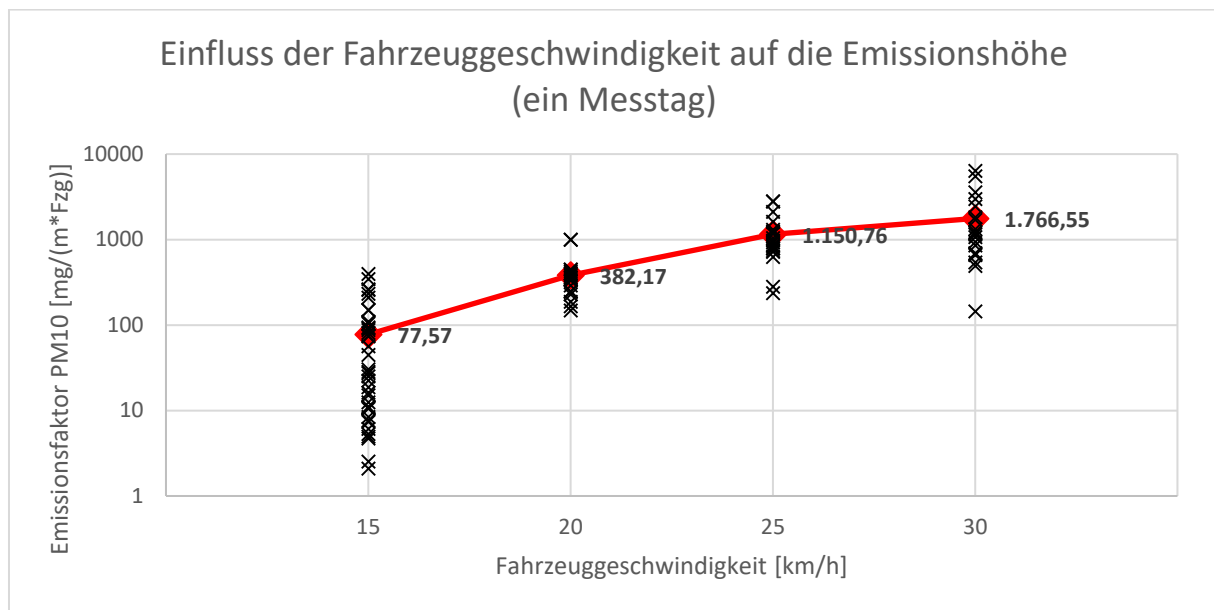


**Abbildung 9-12: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Emissionshöhe (Wassergehalt 8 % - 10 %)**

Die Betrachtung der arithmetischen Mittelwerte belegt, dass bei einem hohen Wassergehalt des Fahrbahnmaterials die Fahrzeuggeschwindigkeit die Emissionshöhe nicht beeinflusst. Vielmehr ist entscheidend, ob es sich um Gefälle- oder Steigungsfahrten oder Fahrten auf einer Ebene handelt, da dies einen unterschiedlich hohen Ausstoß von Abgasen zur Folge hat. Darüber hinaus beeinflusst aber die Korngrößenverteilung des Fahrbahnmaterials die Feinstaubemissionen, die durch Fahrbewegungen emittiert werden (siehe Kapitel 9.5.2).

Um all diese Einflussgrößen weitestgehend ausschließen zu können und somit ausschließlich den Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Emissionen der SKW-Fahrten bestimmen zu können, wurden die Feinstaubemissionen, die durch Fahrbewegungen von SKW freigesetzt werden, in einem festgelegten, ebenen Abschnitt der Fahrbahn an einem Tag erfasst. Der Wassergehalt des Materials der Fahrbahnoberfläche lag bei sämtlichen Proben unter 1 % und der Korngrößenanteil  $< 10 \mu\text{m}$  zwischen 1,13 % und 2,35 %. Die zu fahrende Fahrzeuggeschwindigkeit wurde den SKW-Fahrern vorgegeben. Der Abschnitt, in dem die Fahrzeuggeschwindigkeit einzuhalten war, betrug 300 m. Die Staubmessungen erfolgten in der Mitte dieses Abschnitts, um Einflüsse durch Brems- oder Beschleunigungsvorgänge der SKW auf die Messungen zu vermeiden. Die Verteilung der Einzelemissionsfaktoren, die aus diesen Messungen berechnet wurden, und deren arithmetische Mittelwerte sind in der Tabelle 9-10 aufgeführt, in der Abbildung 9-13 nach Fahrzeuggeschwindigkeiten geordnet abgebildet.

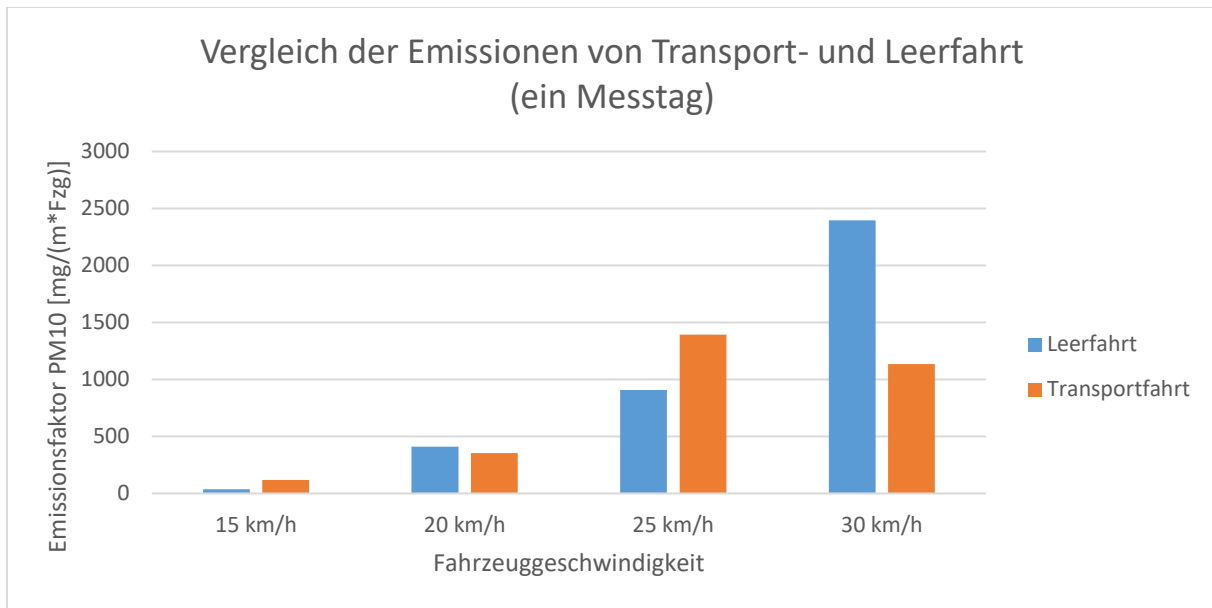
Fahrzeuggeschwindigkeit [km/h]	Arithmetischer Mittelwert [mg/(m*Fzg)]		
	PM1	PM2,5	PM10
15	50,44	51,33	77,57
20	243,1	247,0	382,2
25	735,9	749,2	1151
30	1140	1160	1767

**Tabelle 9-10: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Emissionshöhe (ein Messtag)**

**Abbildung 9-13: Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit auf die Emissionshöhe (ein Messtag)**

Anhand der Verteilung der Einzelemissionsfaktoren und der arithmetischen Mittelwerte wird ersichtlich, dass die Feinstaubemissionen bei zunehmender Fahrzeuggeschwindigkeit ansteigen. Die PM10-Emissionen erhöhen sich, bezogen auf die arithmetischen Mittelwerte, bei der Zunahme der Fahrzeuggeschwindigkeit von 15 km/h auf 20 km/h um das 4,93-Fache, von 20 km/h auf 25 km/h um das 3,01-Fache und von 25 km/h auf 30 km/h um das 1,54-Fache. Insgesamt steigen die Feinstaubemissionen um das 22,8-Fache an bei einer Verdopplung der Fahrzeuggeschwindigkeit von 15 km/h auf 30 km/h. Dies beweist den erheblichen Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit unter Ausschluss weiterer Einflussgrößen auf die Höhe der Emissionen, die von SKW durch Fahrten emittiert werden.

Die Datenerfassung an einem Messtag unter Ausschluss der erwähnten Einflussgrößen ermöglicht es, den Einfluss des Maschinengewichts auf die Emissionshöhe zu untersuchen. Dazu wurden die PM10-Einzelemissionsfaktoren hinsichtlich Transport- und Leerfahrt sowie

Fahrzeuggeschwindigkeit aufgeteilt und gemäß den Kategorien arithmetische Mittelwerte aus den jeweiligen Einzelemissionsfaktoren gebildet. Diese sind in der Abbildung 9-14 graphisch dargestellt.



**Abbildung 9-14: Vergleich der Emissionen von Transport- und Leerfahrt (ein Messtag)**

Die Darstellung zeigt, dass das Fahrzeuggewicht der SKW, das bei der Leerfahrt 47 Tonnen und bei der Transportfahrt 105 Tonnen betrug, keinen Einfluss auf die Höhe der Emissionen hat. So sind die PM10-Emissionen der Transportfahrt der SKW bei einer Fahrzeuggeschwindigkeit von 15 km/h und 25 km/h größer als die der Leerfahrt, bei einer Fahrzeuggeschwindigkeit von 20 km/h und 30 km/h sind jedoch die PM10-Emissionen der Leerfahrt größer als die der Transportfahrt. Die Aussage dieser Messwerte steht im Widerspruch zu der Berechnungsvorschrift der VDI-Richtlinie 3790 für Staubemissionen von unbefestigten Werkstraßen [7] [17], nach der das Fahrzeuggewicht folgenden Einfluss auf die Staubemissionen hat: Ein größeres Fahrzeuggewicht bedingt höhere Staubemissionen.

## 9.6 Fazit

Die Untersuchungen der Staubemissionen von Fahrbewegungen haben gezeigt, dass der Wassergehalt des Oberflächenmaterials der Fahrbahn einen erheblichen Einfluss auf diese hat. Mit zunehmendem Wassergehalt nehmen die Emissionen ab. So beträgt der arithmetische Mittelwert der PM10-Emissionen bei einem Wassergehalt < 2 % 610,1 mg/(m³\*Fzg). Dieser arithmetische Mittelwert sinkt auf 15,57 mg/(m³\*Fzg) bei einem Wassergehalt von 2 % bis 4 %

und reduziert sich weiter auf  $2,62 \text{ mg}/(\text{m} \cdot \text{Fzg})$  bei 6 % bis 8 % Wassergehalt. Bei einer weiteren Zunahme des Wassergehalts bleiben die Emissionen nahezu konstant. Der Anteil des Fahrbahnmaterials an den Emissionen ist ab diesem Wassergehalt minimal und eine weitere Erhöhung des Wassergehalts wirkt sich nur noch sehr gering auf die Emissionen aus. Weiterhin ist festzuhalten, dass sich mit steigendem Wassergehalt der Anteil der PM<sub>1</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Fraktion an der PM<sub>10</sub>-Fraktion der Emissionen erhöht. Dies kann auf die Abnahme der aufgewirbelten Fahrbahnpartikel und die anteilige Erhöhung von Abgasen der Verbrennungsmotoren der Mobilgeräte zurückgeführt werden.

Die Korngrößenverteilung des Oberflächenmaterials der Fahrbahn beeinflusst die Staubemissionen. Erhöht sich der Anteil des Materials  $< 1 \mu\text{m}$ ,  $< 2,5 \mu\text{m}$  oder  $< 10 \mu\text{m}$ , erhöhen sich Emissionen der entsprechenden Staubfraktionen. Zudem ist der Korngrößenanteil  $< 1 \mu\text{m}$ ,  $< 2,5 \mu\text{m}$  und  $< 10 \mu\text{m}$  bei dem Fahrbahnmaterial mit einem höheren Wassergehalt größer als bei dem mit einem niedrigen Wassergehalt. Dies ist auf die geringere Verdrängung von feinem Fahrbahnmaterial und die stärkere Materialzerkleinerung durch die Mobilgeräte bei einem höheren Wassergehalt zurückzuführen.

Die Fahrzeuggeschwindigkeit der Mobilgeräte beeinflusst wie die Materialfeuchtigkeit die Höhe der Emissionen. Größere Fahrzeuggeschwindigkeiten haben höhere Emissionen zur Folge. So betrugen die PM<sub>10</sub>-Emissionen, die an einem Messtag erfasst wurden, bei 15 km/h durchschnittlich  $77,57 \text{ mg}/(\text{m} \cdot \text{Fzg})$  und bei 30 km/h durchschnittlich  $1.767 \text{ mg}/(\text{m} \cdot \text{Fzg})$ .

Weiterhin konnte nachgewiesen werden, dass das Fahrzeuggewicht keinen Einfluss auf die Höhe der Emissionen, die durch Fahrbewegungen hervorgerufen werden, hat.



## 10 Fazit und Ausblick

Im Rahmen der Arbeit konnten Emissionsfaktoren für eine Reihe von Betriebsvorgängen in der Steine- und Erden-Industrie für fünf unterschiedliche Gesteinsarten ermittelt werden. Zudem konnten Faktoren herausgearbeitet werden, die die Höhe der Staubemissionen beeinflussen. Die Grundlage dafür bilden rund 9.000 verwertbare Einzelmessungen, die in fünf repräsentativen Betrieben in 19 Monaten durchgeführt wurden. Zu jeder Einzelmessung wurden zusätzlich Einflussgrößen wie Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchtigkeit, Materialfeuchtigkeit bestimmt und dokumentiert. [3] Darüber hinaus wurden ca. 560 weitere verwertbare Einzelmessungen von Emissionen bei SKW-Fahrten in zwei Monaten aufgenommen. Zu jeder dieser Einzelmessungen wurden die Fahrzeuggeschwindigkeit und die Korngrößenverteilung des Fahrbahnmaterials zusätzlich zu den bereits genannten Einflussgrößen erfasst und festgehalten. Die Auswertung der Messungen ergab, dass die Emissionen eine große Spannweite aufweisen.

Darüber hinaus zeigte sich, dass die Staubfraktionen PM1 und PM2,5 einen erheblichen Teil der PM10-Fraktion ausmachen. Dieser Anteil liegt bei allen untersuchten Betriebsvorgängen/Staubquellen über 50 %. [3]

Beim Vergleich der Emissionen der Staubquellen in den einzelnen Betrieben treten stets, abgesehen vom Muschelkalk, bei den Transport- und Leerfahrten der zum Materialtransport eingesetzten Mobilgeräte die größten Emissionen auf. Weiterhin weisen die ermittelten Staubemissionsfaktoren gute Korrelationen in Bezug auf die untersuchten Betriebsvorgänge auf, die zudem Rückschlüsse auf eine gewisse Unabhängigkeit von der Gesteinsart zulassen. Eine allgemeingültig zu verwendende Korrelation kann weder abgeleitet noch verworfen werden, da nur in fünf Gesteinsbetrieben Daten erfasst wurden. [3]

Der Vergleich der messtechnisch ermittelten mit den nach der VDI-Richtlinie 3790 bestimmten Emissionsfaktoren ergab, dass die Emissionen der Betriebsvorgänge Materialaufnahme, Materialaufgabe und Bandübergabe in sämtlichen Betrieben nach der VDI-Richtlinie deutlich überschätzt werden, teilweise um mehr als das 100-Fache. Ein differenzierteres Bild zeigt sich bei den durch Fahrten von Mobilgeräten verursachten Emissionen. Im Muschelkalk sind die messtechnisch bestimmten Emissionen sowohl für PM10 als auch für PM2,5 deutlich niedriger als die empirisch ermittelten Werte (bis um das 82,8-Fache (Blatt 3) bzw. 99,4-Fache (Blatt 4)). Die PM10-Emissionsfaktoren der Transport- und Leerfahrt des Radladers im Quarzsand liegen etwa 4-fach, die Faktoren für PM2,5 etwa 26-fach höher als die VDI-Werte nach Blatt 3. [3]

Nach Blatt 4 ist es mehr als das 3-Fache bzw. mehr als das 22-Fache. Die Emissionsfaktoren für die Transport- und Leerfahrt des Dumpers im selben Betrieb stimmen für die PM10-Fraktion relativ gut mit den VDI-Werten nach Blatt 3 und Blatt 4 überein [3]. Die berechneten Faktoren der PM2,5-Fraktion sind etwa 5- bis 8-mal größer als die VDI-Werte nach Blatt 3 und 4- bis 7-mal größer als die Werte nach Blatt 4. Im Rhyolith, Kalkstein und Gabbro zeigt sich eine vergleichbare Tendenz. Die PM10-Emissionsfaktoren für die Transport- und Leerfahrten der Mobilgeräte sind teilweise geringer als die VDI-Emissionsfaktoren, stimmen mit diesen überein oder sind größer als diese. So liegen die PM10-Emissionsfaktor für die Leerfahrt der Dumper im Rhyolith sowie für die Transport- und Leerfahrt der SKW im Gabbro um das 1,09- bis 1,41-Fache über den jeweiligen VDI-Faktor nach Blatt 3. [3] Bei der Gegenüberstellung dieser Faktoren mit den nach Blatt 4 berechneten Emissionsfaktoren zeigt sich, dass die Leerfahrt des Dumpers 1,1-fach unter dem VDI-Wert liegt und sich der Faktor der Transport- bzw. Leerfahrt der SKW im Gabbro etwa um das 1,2-Fache über bzw. das 1,1-Fache unter dem VDI-Wert bewegt. Die PM2,5-Fraktion der gleichen Betriebsvorgänge überschreiten die VDI-Emissionsfaktoren um das bis zu 9,5-Fache. So beträgt der PM2,5-Emissionsfaktor der Transportfahrt der SKW im Rhyolith das 1,37-Fache (Blatt 3) bzw. das 1,14-Fache (Blatt 4) des VDI-Faktors, der Faktor für die Leerfahrt der SKW und die Transportfahrt der Dumper ca. das 5-Fache sowie der Faktor der Leerfahrt der Dumper mehr als das 6-Fache [3]. Im Kalkstein übersteigt der PM2,5-Emissionsfaktor den VDI-Wert nach Blatt 3 für die Transportfahrt der SKW um das 2,5-Fache und nach Blatt 4 um das 2,11-Fache. Bei der Leerfahrt der SKW ist die Überschreitung geringer (1,54-fach (Blatt 3) und 1,3-fach (Blatt 4)). Der Emissionsfaktor für PM2,5 der Transportfahrt der SKW im Gabbro ist 9,5-fach höher als der VDI-Wert nach Blatt 3 und der PM2,5-Faktor der Leerfahrt der SKW um mehr als 7,4-fach. [3] Beim Vergleich mit Blatt 4 wird der VDI-Wert bei der Transportfahrt der SKW 7,86-fach und bei der Leerfahrt der SKW 6,14-fach überschritten. Bei der Berechnung von PM2,5- und PM10-Emissionen anhand der VDI-Richtlinie 3790 werden die tatsächlich auftretenden Emissionen durch das Blatt 3 weniger stark überschätzt als durch das Blatt 4. Die Unterschätzung der Emissionen fällt jedoch nach Blatt 3 deutlicher aus.

Im Ergebnis bleibt festzuhalten, dass der durch die zahlreichen Messungen nachgewiesene hohe Anteil der PM2,5-Fraktion an der PM10-Fraktion und damit am Gesamtstaub in der VDI-Richtlinie 3790 als zu niedrig angesetzt wird [3]. Der Grund hierfür sind Untersuchungsergebnisse der Environmental Protection Agency (EPA) [3], die sich auf Windtunnelmessungen für verschiedene Oberflächenmaterialien stützen und einen Anteil der PM2,5-Fraktion an der PM10-Fraktion von 10 % angeben [48].

Eine zunehmende Materialfeuchtigkeit bewirkt eine Abnahme der Staubemissionen, insbesondere bei den Emissionen, die durch Fahrbewegungen von Mobilgeräten beeinflusst werden. Aber auch bei Vorgängen des Materialumschlags, des Brechens und bei Abwehungen von freien Tagebauflächen ist dieser Zusammenhang erkennbar. Ursächlich dafür sind die mit steigender Feuchtigkeit zunehmenden Haftkräfte zwischen den einzelnen Partikeln [41]. Die PM10-Emissionen nehmen durchschnittlich im Muschelkalk um das 7,66-Fache, im Quarzsand um das 28,7-Fache, im Rhyolith um das 11,9-Fache, im Kalkstein um das 33,1-Fache und im Gabbro um das 135-Fache ab. Somit verringern sich die PM10-Emissionen der untersuchten Betriebsvorgänge und Gesteinsarten im Mittel um das 34,4-Fache bei einer Veränderung der Materialfeuchtigkeit von unter 5 % auf über 5 %.

Die Lufttemperatur hat einen gewissen Einfluss auf die Höhe der Staubemissionen der untersuchten Transport- und Leerfahren von Mobilgeräten sowie dem Bohrbetrieb. Mit steigenden Temperaturen erhöhen sich die Staubemissionen.

Mit steigender relativer Luftfeuchtigkeit sinken die Staubemissionen der meisten untersuchten Betriebsvorgänge/Staubquellen. Die Abnahme der PM10-Emissionen beträgt im Mittel bei einem Anstieg der relativen Luftfeuchtigkeit von unter 50 % auf über 75 % das 193-Fache bzw. das 590-Fache, wenn die Transportfahrt des Radladers im Quarzsand berücksichtigt wird, deren Emissionen sich um das 12.094-Fache reduzieren. Die Abnahme der Emissionen ist darauf zurückzuführen, dass mit zunehmender relativer Luftfeuchtigkeit die Verdunstung abnimmt und sich die Materialfeuchtigkeit nicht weiter reduziert. Darüber hinaus agglomerieren die Staubpartikel bei einer höheren relativen Luftfeuchtigkeit besser miteinander und sedimentieren somit schneller [42] oder sind aufgrund ihrer Größe mit dem verwendeten Messgerät nicht mehr messbar [21].

Zunehmende Windgeschwindigkeit führt zu einem Anstieg der untersuchten Staubemissionen der meisten Betriebsvorgänge. Insgesamt betrachtet nehmen die PM10-Emissionen bei einem Anstieg der Windgeschwindigkeit von unter 1 m/s auf über 2 m/s um das 34,5-Fache zu. Ursächlich dafür ist die mit der Windgeschwindigkeit zunehmende Energie, die auf die einzelnen Partikel im Material wirkt und diese aufwirbelt.

Des Weiteren sind die erfassten Staubemissionen im Jahresverlauf unterschiedlich hoch. Dies beruht auf der größeren Verdunstung während der Monate April bis September. Die Verdunstung bewirkt eine unterschiedlich schnelle Reduzierung der Materialfeuchtigkeit und somit höhere Emissionen von April bis September und niedrigere Emissionen von Oktober bis

März. Die PM10-Emissionen sind durchschnittlich im Zeitraum von Oktober bis März im Muschelkalk um das 9,38-Fache, im Quarzsand um das 1.303-Fache, im Rhyolith um das 40,7-Fache, im Kalkstein um das 3,04-Fache und im Gabbro um das 172-Fache niedriger als im Zeitraum von April bis September. Insgesamt reduzieren sich die PM10-Emissionen durchschnittlich um das 325-Fache.

Zudem können Unterschiede bei der Höhe der Emissionen auf die Genese der Gesteine und die damit verbundene unterschiedliche Porosität zurückgeführt werden. Die Wasseraufnahme- und Wasserspeicherfähigkeiten steigen mit der Porosität der Gesteine. Somit nehmen die Staubemissionen mit steigender Porosität ab. Insbesondere die gemessenen Staubemissionen der Materialaufnahme, der Bandübergabe und des Bohrbetriebs lassen diesen Zusammenhang erkennen.

Bei den durch Fahrbewegungen verursachten Emissionen zeigt sich, dass manchmal die Emissionen der Leerfahrten und zuweilen die der Transportfahrten höher sind. Dies stellt ein Paradox zu den Annahmen der VDI-Richtlinie da. [3] Nach dieser hat nämlich das Fahrzeuggewicht einen großen Einfluss auf die Emissionshöhe [7] [17]; es gilt: Je größer das Fahrzeuggewicht, desto höher die Emissionen.

Im Hinblick auf die Diskrepanz zwischen den aus den Messungen berechneten Emissionsfaktoren und jenen, die nach VDI-Richtlinie 3790 bestimmt worden sind, ist festzuhalten, dass die Berücksichtigung der Materialfeuchtigkeit bei Umschlagsvorgängen durch die Wahl des entsprechenden Gewichtungsfaktors und bei Fahrbewegungen durch die Anzahl der Tage mit mehr als 0,3 mm bzw. mindestens 1 mm Niederschlag begrenzt ist [7] [17]. Der Einfluss der Luftfeuchtigkeit, der Lufttemperatur, der Windgeschwindigkeit und der Jahreszeiten wird nicht berücksichtigt. Die Gesteinsgenese fließt lediglich durch die Schüttdichte, den Gewichtungsfaktor  $a$  und den Anteil des Straßenmaterials  $< 75 \mu\text{m}$  in die Berechnungen der Emissionsfaktoren ein. Zudem ist die Fahrgeschwindigkeit der Mobilgeräte nicht Teil der Berechnung, jedoch das Fahrzeuggewicht, das aber keinen nachweislichen Einfluss auf die Höhe der Staubemissionen hat. Weiterhin ist besonders problematisch, dass für die Betriebsvorgänge Materialaufnahme, -abgabe und Bandübergabe nur Emissionsfaktoren für den Gesamtstaub ( $< 500 \mu\text{m}$ ) berechnet werden können und der Anteil der Feinstaubfraktionen (PM1, PM2,5 und PM10) abgeschätzt werden muss. Grundsätzlich weichen die nach der VDI-Richtlinie 3790 berechneten Werte für Materialaufnahme, Materialabgabe und Bandübergabe jedoch so stark von den Messwerten ab, dass die Ursache nicht nur in der ungenauen Abschätzung des Feinstaubanteils liegen kann, sondern in der Berechnung der

Emissionsfaktoren begründet ist. Die Berechnungsvorschriften nach der VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 liefern für Vorgänge des Materialumschlags allgemein zu hohe Emissionsfaktoren. Das Material der meisten Betriebsvorgänge hätte als „außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut“ beurteilt werden müssen, trotz teilweise trockenen Materials und erkennbarer Staubbildung, damit die VDI-Emissionsfaktoren den aus den Messungen errechneten annähernd entsprechen. Emissionsfaktoren für Staubemissionen, die durch Fahrbewegungen hervorgerufen werden, können nach der VDI-Richtlinie nur für PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> jedoch nicht für PM<sub>1</sub> berechnet werden [7] [17]. In die Berechnung fließen die Anzahl der Tage mit mehr als 0,3 mm bzw. mindestens 1 mm Niederschlag, das Fahrzeuggewicht und der Feinkornanteil des Straßenmaterials ein [7] [17]. Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit, Jahreszeit und Fahrzeuggeschwindigkeit spielen keine Rolle. Die Berücksichtigung der Feuchtigkeit der Fahrbahnoberfläche durch die Einbeziehung der Tage mit mehr als 0,3 mm bzw. mindestens 1 mm Niederschlag ist zudem nicht auf alle Sachverhalte anwendbar und gibt nicht zuverlässig die tatsächliche Feuchtigkeit der Fahrbahn wieder, da insbesondere eine Diskrepanz in der Wirkung des Niederschlags auf die Staubemissionen zwischen Sommer und Winter besteht.

Die weiterführenden Untersuchungen der Staubemissionen der Fahrbewegungen haben zum einen bestätigt, dass der Wassergehalt des Oberflächenmaterials die Emissionshöhe beeinflusst, und zum anderen gezeigt, dass die Korngrößenverteilung des Oberflächenmaterials der Fahrbahn und die Fahrzeuggeschwindigkeit einen erheblichen Einfluss auf die Höhe der Emissionen haben.

Zunehmender Wassergehalt führt zu sinkenden Emissionen. So beträgt der arithmetische Mittelwert der PM<sub>10</sub>-Emissionen bei einem Wassergehalt < 2 % 610,1 mg/(m\*Fzg). Dieser arithmetische Mittelwert verringert sich auf 15,57 mg/(m\*Fzg) bei einem Wassergehalt von 2 % bis 4 % und reduziert sich weiter auf 2,62 mg/(m\*Fzg) bei 6 % bis 8 % Wassergehalt. Bei einer weiteren Zunahme des Wassergehalts bleiben die Emissionen nahezu konstant. Der Anteil des Fahrbahnmaterials an den Emissionen ist ab diesem Wassergehalt minimal und eine weitere Erhöhung des Wassergehalts wirkt sich nur noch sehr gering auf die Emissionen aus. Insgesamt sind die gemessenen PM<sub>10</sub>-Emissionen bei einem Wassergehalt < 2 % um das rund 268-Fache höher als bei einem Wassergehalt > 10 %. Darüber hinaus ist festzuhalten, dass sich mit zunehmendem Wassergehalt der Anteil der PM<sub>1</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Fraktion an der PM<sub>10</sub>-Fraktion der Emissionen erhöht. Ursächlich hierfür sind die Abnahme von aufgewirbelten

Fahrbahnpartikeln und die anteilige Erhöhung der Abgase der Verbrennungsmotoren der Mobilgeräte.

Die Korngrößenverteilung des Oberflächenmaterials der Fahrbahn hat einen Einfluss auf die Staubemissionen. Erhöht sich der Anteil des Materials  $< 1\mu\text{m}$ ,  $< 2,5\mu\text{m}$  oder  $< 10\mu\text{m}$ , nimmt die Höhe der Emissionen der entsprechenden Staubfraktionen zu. Zudem ist der Korngrößenanteil  $< 1\mu\text{m}$ ,  $< 2,5\mu\text{m}$  und  $< 10\mu\text{m}$  bei dem Fahrbahnmaterial mit einem höheren Wassergehalt größer als bei einem niedrigen Wassergehalt. Der Grund ist die geringere Verdrängung von feinem Fahrbahnmaterial und die stärkere Materialzerkleinerung durch die Mobilgeräte bei einem höheren Wassergehalt.

Ebenfalls beeinflusst die Fahrzeuggeschwindigkeit der Mobilgeräte die Höhe der Emissionen: Größere Fahrzeuggeschwindigkeiten haben höhere Emissionen zur Folge. So betrugen die PM10-Emissionen, die an einem Messtag erfasst wurden, bei 15 km/h durchschnittlich 77,57 mg/(m\*Fzg) und bei 30 km/h durchschnittlich 1.767 mg/(m\*Fzg). Dies ist eine Zunahme um das 22,8-Fache.

Das Fahrzeuggewicht hat keinen Einfluss auf die Höhe der Emissionen, die durch Fahrbewegungen hervorgerufen werden.

Die Berechnungsvorschriften der VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 sollten dahingehend ergänzt werden, dass die Staubemissionen der Fraktionen PM1, PM2,5 und PM10 direkt berechnet werden können. Zudem sollte die Materialfeuchtigkeit anhand des Wassergehalts berücksichtigt werden, denn insbesondere die PM10-Emissionsfaktoren nach der VDI-Richtlinie für „außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut“ sind im Vergleich zu den durch Messungen bestimmten PM10-Emissionsfaktoren für Material, das einen Wassergehalt  $> 5\%$  aufweist, bei der großen Mehrheit der untersuchten Betriebsvorgänge zu hoch. Auch die Windgeschwindigkeit wäre einzubeziehen. Weiterhin sollte die Genese der Gesteine nicht nur über den Gewichtungsfaktor  $a$  und die Schüttdichte Eingang in die Berechnungen der Emissionen von Umschlagvorgängen nach der VDI-Richtlinie finden, sondern auch die mit der Gesteinsgenese verbundene Porosität in Bezug auf die Wasseraufnahme- und Wasserspeicherfähigkeit. Eine differenzierte Betrachtung des Sommer- und des Winterhalbjahrs würde zu einer besseren Abbildung der realen Verhältnisse führen. Darüber hinaus sollte die Fahrzeuggeschwindigkeit mitberücksichtigt werden. Sinnvoll wäre es auch, Berechnungsvorschriften für Betriebsvorgänge/Staubquellen wie den Bohrbetrieb, den Bandtransport, die Materialzerkleinerung im Brecher und die Abwehungen von freien

Tagebauflächen für die VDI-Richtlinie 3790 zu schaffen, um die Staubemissionen eines Tagebaus in Gänze bestimmen zu können.

Weiterhin ist festzuhalten, dass die Bewässerung der Fahrbahn ein geeignetes Mittel darstellt, um die Emissionen, die von Fahrbewegungen ausgehen, deutlich zu reduzieren. Zwar erhöht sich der Feinkornanteil des Fahrbahnmaterials bei einem höheren Wassergehalt aufgrund der beschriebenen Mechanismen, doch wird dieses feine Material bei einem Wassergehalt, der dauerhaft über 6 % - 8 % liegt nicht emittiert. Die Höhe der Fahrzeuggeschwindigkeit hat bei einem Wassergehalt in diesem Bereich ebenfalls keinen Einfluss auf die Höhe der freigesetzten Staubemissionen. Daher wird die regelmäßige Bewässerung der Fahrbahn zur Reduzierung der Staubemissionen empfohlen. Für eine effektive Staubbekämpfung ist der Einsatz der richtigen Düsentechnik entscheidend [39] [40].

Insgesamt wurden mit dem Messverfahren gute Ergebnisse erzielt. Sinnvoll wäre es, die Datenlage aufgrund der in der Gesteinsindustrie in Abbau befindlichen Vielzahl unterschiedlicher Gesteinsarten durch Messungen in weiteren Gesteinsbetrieben zu erweitern, um Ähnlichkeitskennzahlen aus den auf Gesteinsart und Maschinenteknik bezogenen Daten herausarbeiten zu können. Damit könnten dann allgemeingültige Algorithmen zur Berechnung der Emissionsfaktoren für die Natursteinindustrie erstellt werden, um die aktuellen VDI-Berechnungsgleichungen unter Einbeziehung neuer Forschungserkenntnisse weiterentwickeln zu können. [3]

Eine detailliertere Betrachtung des Einflusses, den die Korngrößenverteilung des Fahrbahnmaterials auf die Höhe der Emissionen hat, die von Mobilgeräten verursacht werden, ist geboten, denn die zu diesem Aspekt in dieser Arbeit gewonnenen Untersuchungsergebnisse können aufgrund ihres Umfangs statistisch nicht als gesichert angesehen werden.

Die Betriebsvorgänge Bohren und Sprengen wären ebenfalls genauer zu untersuchen. Hier sind neben dem Einfluss des Gesteins weitere Einflussgrößen wie Bohrgerätetyp, Bohrvortrieb, Druck der Luftspülung und Effizienz der Entstaubung zu erwähnen. Auch ließe sich der Einsatz von Drohnen insbesondere bei der Messung von Staubemissionen, die durch Sprengungen verursacht werden, in Betracht ziehen. Eine Erfassung dieser Emissionen war mit den bisher verwendeten Geräten nicht möglich. [3]

Solange die entsprechende VDI-Richtlinie nicht anhand der erzielten Forschungsergebnisse fortgeschrieben worden ist, wird empfohlen, die Emissionen für bestehende Anlagen stets durch Langzeitmessungen zu ermitteln.





## Literaturverzeichnis

- [1] H. Tudeshki und M. Rittmeier, „Erfassung repräsentativer Emissionsfaktoren für Staubimmissionsprognosen,“ *Gesteinsperspektiven*, Nr. 5, pp. 40-41, 2016.
- [2] I. Düring und C. Sörgel, „Anwendung der Richtlinie VDI 3790 Blatt 3 in der Praxis,“ *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft*, Bd. 74, Nr. 1/2, pp. 45-48, Januar/Februar 2014.
- [3] M. Rittmeier und H. Tudeshki, „Schlussbericht zu dem IGF-Vorhaben Erfassung repräsentativer Emissionsfaktoren für Staubimmissionsprognosen in der Steine- und Erden-Industrie,“ Clausthal-Zellerfeld, 2015.
- [4] VDI-Richtlinie 3790, Blatt 1, „Umweltmeteorologie; Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen - Grundlagen,“ Beuth Verlag, Berlin, 2015.
- [5] TA Luft, „Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 24. Juli 2002“.
- [6] Deutsches Institut für Normung e.V., Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, „Feinstaub und Stickstoffdioxid: Wirkung, Quellen, Luftreinhaltepläne, Minderungsmaßnahmen,“ Beuth Verlag GmbH, Berlin, 2006.
- [7] VDI-Richtlinie 3790, Blatt 3, „Umweltmeteorologie; Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen - Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern,“ Beuth Verlag, Berlin, 2010.
- [8] T. Xu, „Ermittlung repräsentativer Emissionsfaktoren für Feinstaub aus diffusen Quellen beim Umschlag von mineralischen Rohstoffen,“ Papierflieger Verlag GmbH, Clausthal-Zellerfeld, 2014.
- [9] H.-G. Grabowski und U. Hartmann, „Bewertung von Schwebstaub (PM10)-Immissionen im Wirkungsbereich von Steinbrüchen im Rahmen von immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren,“ *Immissionsschutz*, Nr. 2, pp. 73-78, 2007.
- [10] G. Kühn, „Experimentelle Untersuchungen zur Entstehung und Ausbreitung von Staubfahnen hinter Kraftfahrzeugen,“ 2002.

- [11] Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend, „Technische Grundlage zur Beurteilung diffuser Staubemissionen,“ 2013.
- [12] Umweltbundesamt, „Hintergrundpapier zum Thema Staub/Feinstaub (PM),“ Berlin, 2005.
- [13] DIN EN 481, „Arbeitsplatzatmosphäre - Festlegung der Teilchengrößenverteilung zur Messung luftgetragener Partikel,“ Beuth Verlag GmbH, Berlin, 1993.
- [14] 39. BImSchV, „Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes - Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen vom 2. August 2010 in der Fassung vom 18. Juli 2018 (39. BImSchV)“.
- [15] E-PRTR-Verordnung, „Verordnung (EG) Nr. 166/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Januar 2006 über die Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregisters und zur Änderung der Richtlinie 91/689/EWG und 96/61/EG des Rates“.
- [16] SchadRegProtAG, „Gesetz zur Ausführung des Protokolls über Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister vom 21. Mai 2003 sowie zur Durchführung der Verordnung (EG) Nr. 166/2006 vom 6. Juni 2007 (BGBl. I S. 1002)“.
- [17] VDI-Richtlinie 3790, Blatt 4, „Umweltmeteorologie; Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen - Staubemissionen durch Fahrzeugbewegungen auf gewerblichem/industriellem Betriebsgelände,“ Beuth Verlag, Berlin, 2018.
- [18] R. Schenk, „Vergleichende Untersuchungen zur Emissionsbestimmung,“ *Stein&Kies - Wissenswertes zur Gewinnung mineralischer Rohstoffe in Österreich*, pp. 6-7, Juli-August 2013.
- [19] A. Strobel und M. Kuntner, „PM10 Emissionsmessprogramm diffuser Staubquellen - Aufbereitungs- und Betonmischanlagen,“ Amt der Tiroler Landesregierung - Abteilung Emissionen-Sicherheitstechnik-Anlagen, Innsbruck, 2011.
- [20] VDI-Richtlinie 4285, Blatt 1, „Messtechnische Bestimmung der Emissionen diffuser Quellen - Grundlagen,“ Beuth Verlag, Berlin, 2005.

- [21] TSI Incorporated, „Modelle 8533 und 8534 DustTrack DRX Aerosolmonitor - Bedienungs- und Wartungsanleitung,“ Shoreview, 2009.
- [22] X. Wang, G. Chancellor, J. Evenstad, J. Farnsworth, A. Hase, G. Olson, A. Sreenath und J. Agarwal, „A Novel Optical Instrument for Estimating Size Segregated Aerosol Mass Concentration in Real Time,“ *Aerosol Science and Technology*, Bd. 43, Nr. 9, pp. 939-950, 1 September 2009.
- [23] Q. Cao, Y. Liu, W. Liu, C.-H. Lin, D. Wei, S. Baughcum, S. Norris, X. Shen, Z. Long und Q. Chen, „Experimental study of particle deposition in the enviromental control systems of commercial airliners,“ *Building and Environment*, Nr. 96, pp. 62-71, 2016.
- [24] K. T. Nguyen, „Elevated Fine Particulate Matter and Black Carbon Concentrations in Santiago, Chile During the Winter Season,“ San Diego, 2015.
- [25] C. Long, „University of Washington Lander Hall Construction Projekt: Final Assessment of PM<sub>2,5</sub> Air Quality Impacts and Potential Health Risks,“ Washington, 2013.
- [26] J. Watson, J. Chow, L. Chen und X. Wang, „Measurement System Evaluation for Fugitive Dust Emissions Detection and Quantification,“ Reno, 2010.
- [27] Umweltbundesamt GmbH, „Schwebstaub in Österreich - Fachgrundlagen für eine kohärente österreichische Strategie zur Verminderung der Schwebstaubbelastung,“ Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2006.
- [28] K. H. Hartge und R. Horn, *Die physikalische Untersuchung von Böden*, Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 2009.
- [29] DIN ISO 17892-1, „Geotechnische Erkundung und Untersuchung - Laborversuche an Bodenproben - Teil 1: Bestimmung des Wassergehalts (ISO 17892-1:2014); Deutsche Fassung EN ISO 17892-1:2014,“ Beuth Verlag GmbH, Berlin, 2015.
- [30] Bundesverband Mineralische Rohstoffe e.V., „Die deutsche Gesteinsindustrie - Bericht der Geschäftsführung 2017/2018,“ Bundesverband Mineralische Rohstoffe e.V. (MIRO), Duisburg, 2018.

- [31] European Aggregates Association, „UEPG A sustainable Aggregates Industry for a sustainable Europe,“ Morris & Chapman Belgium, [Online]. Available: <http://www.uepg.eu>. [Zugriff am 5 Mai 2019].
- [32] H. Goergen, Festgesteinstagebau, Clausthal-Zellerfeld: Trans Tech Publications, 1987.
- [33] R. D. Stoll, C. Niemann-Delius, C. Drebenstedt und K. Müllensiefen, Der Braunkohlentagebau - Bedeutung, Planung, Betrieb, Technik, Umwelt, Berlin: Springer-Verlag, 2009.
- [34] A. Moldenhauer, I. Düring, U. Vogt, G. Baumbach, D. Straub und P. Fleischer, „PM10-Emissionen aus einem Steinbruch,“ *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft*, Bd. 74, Nr. 1/2, pp. 49-55, Januar/Februar 2014.
- [35] H. Tudescki, T. Xu und W.-M. Feldbach, „Untersuchungen zur Erfassung von Staubemissionen beim Umschlag von Steinkohle - Ein Vergleich zwischen Emissionsfaktoren aus VDI Richtlinie und Messungen,“ *AMS online*, pp. 43-54, Nr. 2 2008.
- [36] R. Böhner, „Untersuchungen zum Einfluss der Rohstoffgewinnung auf die Feinstaubkonzentration in ihrer Umgebung - Quellenidentifizierung und -quantifizierung zur gezielten Entwicklung staubmindernder Maßnahmen,“ Aachen, 2012.
- [37] L. Gronewäller, „Diffuse Emissionen aus Steinbrüchen - Messung diffuser Staubemissionen und Emissionsmodellierung einer Sprengung im Steinbruch,“ *VDI-Berichte*, Nr. 2072, pp. 39-50, 2009.
- [38] Environmental Protection Agency (EPA), „AP 42, Fifth Edition Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume I: Stationary Point and Area Sources,“ U.S. Environmental Protection Agency, 1995.
- [39] J.-G. Swanson und O. Langefeld, „Fundamental research in water spray systems for dust control,“ *Mining Technology - Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy: Section A*, pp. 78-82, Mai 2015.

- [40] J.-G. Swanson, „Entwicklung von Bedüsungskzepten unter Berücksichtigung der Umwelteinflüsse für die technische Staubbekämpfung im Steinkohlenbergbau,“ Papierflieger Verlag GmbH, Clausthal-Zellerfeld, 2012.
- [41] U. A. Peuker, „Schlussbericht zu dem IGF-Vorhaben Analyse und Strategien zum Verringern von Anbackungen bei der Lagerung von Mehrstoffsystemen insbesondere Glasgemenge im Rohstoffsilo,“ Freiberg, 2016.
- [42] V. Lobis, „Feinstaub und Vegetation - Die neuen Feinstaubrichtwerte der EU als Impuls für mehr Grün in den Städten,“ Meran, 2006.
- [43] C. W. Fetter, Applied Hydrogeology, Englewood Cliffs: Prentice-Hall, Inc., 1994.
- [44] C. R. Fitts, Groundwater Science, London: Elsevier Science Ltd., 2002.
- [45] DIN 18123, „Baugrund, Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung der Korngrößenverteilung,“ Beuth Verlag GmbH, Berlin, 2011.
- [46] DIN 52098, „Prüfverfahren für Gesteinskörnungen - Bestimmung der Korngrößenverteilung durch Nasssiebung,“ Beuth Verlag GmbH, Berlin, 2005.
- [47] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, „Gesundheitliche Wirkungen von Feinstaub und Stickstoffdioxid im Zusammenhang mit der Luftreinhalteplanung,“ 2010.
- [48] Environmental Protection Agency (EPA), „AP 42, Fifth Edition, Volume I Chapter 13: Miscellaneous Sources, Chapter 13.2.2: Unpaved Roads,“ U.S. Environmental Protection Agency, 2006.
- [49] Q. Jia, Y. Huang, N. Al-Ansari und S. Knutsson, „Dust Emission from Unpaved Roads in Lulea, Sweden,“ *Journal of Earth Sciences and Geotechnical Engineering*, Bd. 3, Nr. 1, pp. 1-13, 2013.



## Anhang - Wetterdaten

### Muschelkalk

	Materialaufnahme Radlader	Transportfahrt Radlader	Leerfahrt Radlader	Materialaufgabe Radlader	Prallbrecher	Bandübergabe	Freifläche
Arithmetischer Mittelwert	12,0	12,5	12,8	15,6	13,4	14,0	17,6
Median	11,8	16,4	16,4	15,6	12,1	12,0	17,6
25%-Quantil	7,5	4,0	4,4	10,6	7,5	11,0	11,3
75%-Quantil	14,9	18,1	17,9	20,4	19,8	18,7	23,9
Quartilsdifferenz	7,4	14,1	13,5	9,8	12,3	7,7	12,6
Maximum	27,3	23,3	23,3	31,8	24,4	24,3	29,0
Minimum	1,9	1,9	1,9	2,0	2,0	6,0	7,6
Spannweite	25,4	21,4	21,4	29,8	22,4	18,3	21,4

Tabelle: Statistische Werte der Temperaturverteilung im Muschelkalk in °C

	<b>Materialaufnahme Rادل</b>	<b>Transportfahrt Rادل</b>	<b>Leerfahrt Rادل</b>	<b>Materialaufgabe Rادل</b>	<b>Prallbrecher</b>	<b>Bandübergabe</b>	<b>Freifläche</b>
Arithmetischer Mittelwert	62,4	68,9	66,6	55,4	64,0	60,6	47,4
Median	63,0	73,9	72,8	50,0	66,3	62,0	50,5
25%-Quantil	50,7	55,0	50,0	44,6	51,5	51,0	37,0
75%-Quantil	75,9	83,5	81,6	71,0	71,5	70,4	57,1
Quartilsdifferenz	25,2	28,5	31,6	26,4	20,0	19,4	20,1
Maximum	84,0	95,0	95,0	95,0	93,7	83,0	73,1
Minimum	40,0	34,3	34,3	22,0	23,7	18,5	29,5
Spannweite	44,0	60,7	60,7	73,0	70,0	64,5	43,6

Tabelle: Statistische Werte der Luftfeuchtigkeitsverteilung im Muschelkalk in %

	<b>Materialaufnahme Rادل</b>	<b>Transportfahrt Rادل</b>	<b>Leerfahrt Rادل</b>	<b>Materialaufgabe Rادل</b>	<b>Prallbrecher</b>	<b>Bandübergabe</b>	<b>Freifläche</b>
Arithmetischer Mittelwert	0,55	1,35	1,36	1,28	1,53	1,13	1,54
Median	0,25	1,32	1,38	1,20	1,45	1,11	1,27
25%-Quantil	0,10	0,74	0,78	0,39	0,80	0,43	0,71
75%-Quantil	0,75	1,90	1,87	1,94	2,00	1,71	2,28
Quartilsdifferenz	0,65	1,16	1,09	1,55	1,20	1,28	1,57
Maximum	3,50	4,00	4,00	4,10	3,80	5,20	5,61
Minimum	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Spannweite	3,49	3,99	3,99	4,09	3,79	5,19	5,60

Tabelle: Statistische Werte der Windgeschwindigkeitsverteilung im Muschelkalk in m/s



**Quarzsand**

	<b>Materialaufnahme Radlader</b>	<b>Transportfahrt Radlader</b>	<b>Leerfahrt Radlader</b>	<b>Materialaufgabe Radlader</b>	<b>Transportband</b>	<b>Bandübergabe</b>	<b>Transportfahrt Dumper</b>	<b>Leerfahrt Dumper</b>	<b>Freifläche</b>
Arithmetischer Mittelwert	18,9	18,6	19,7	16,9	18,7	17,8	21,1	20,9	17,2
Median	22,4	19,6	22,8	14,7	20,7	19,2	22,9	22,9	17,3
25%-Quantil	12,7	9,8	12,4	9,5	11,9	11,9	19,8	17,8	11,4
75%-Quantil	25,9	26,0	26,6	23,8	25,3	21,8	24,6	24,6	23,4
Quartilsdifferenz	13,2	16,2	14,2	14,3	13,4	9,9	4,8	6,8	12,0
Maximum	32,9	34,0	34,0	36,2	32,6	29,7	31,2	31,2	33,2
Minimum	0,6	0,8	0,8	0,3	0,6	0,5	12,5	12,5	0,8
Spannweite	32,3	33,2	33,2	35,9	32,0	29,2	18,7	18,7	32,4

**Tabelle: Statistische Werte der Temperaturverteilung im Quarzsand in °C**

	<b>Materialaufnahme Radlader</b>	<b>Transportfahrt Radlader</b>	<b>Leerfahrt Radlader</b>	<b>Materialaufgabe Radlader</b>	<b>Transportband</b>	<b>Bandübergabe</b>	<b>Transportfahrt Dumper</b>	<b>Leerfahrt Dumper</b>	<b>Freifläche</b>
Arithmetischer Mittelwert	56,2	51,2	50,3	58,7	56,3	61,5	59,7	59,6	54,2
Median	55,1	56,0	49,8	59,1	54,0	61,0	60,0	60,0	51,3
25%-Quantil	45,0	40,6	39,0	43,4	46,7	48,4	55,2	55,2	43,3
75%-Quantil	66,0	60,6	60,2	70,2	68,0	72,0	71,0	71,0	67,5
Quartilsdifferenz	21,0	20,0	21,2	26,8	21,3	23,6	15,8	15,8	24,2
Maximum	95,0	95,0	95,0	95,0	80,4	95,0	95,0	95,0	87,8
Minimum	27,4	22,4	22,4	21,2	30,5	37,3	22,5	22,5	24,3
Spannweite	67,6	72,6	72,6	73,8	49,9	57,7	72,5	72,5	63,5

**Tabelle: Statistische Werte der Luftfeuchtigkeitsverteilung im Quarzsand in %**

	<b>Materialaufnahme Radlader</b>	<b>Transportfahrt Radlader</b>	<b>Leerfahrt Radlader</b>	<b>Materialaufnahme Radlader</b>	<b>Transportband</b>	<b>Bandübergabe</b>	<b>Transportfahrt Dumper</b>	<b>Leerfahrt Dumper</b>	<b>Freifläche</b>
Arithmetischer Mittelwert	0,58	1,31	1,33	1,58	1,43	0,90	1,54	1,45	1,67
Median	0,04	1,19	1,21	1,23	1,06	0,41	1,37	1,24	1,60
25%-Quantil	0,03	0,36	0,55	0,50	0,45	0,20	0,44	0,36	0,70
75%-Quantil	0,82	1,90	2,00	2,29	2,30	1,24	2,31	2,07	2,35
Quartilsdifferenz	0,79	1,54	1,45	1,79	1,85	1,04	1,87	1,71	1,65
Maximum	4,03	7,40	4,20	11,0	5,52	6,40	7,55	5,25	6,00
Minimum	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Spannweite	4,02	7,39	4,19	10,99	5,51	6,39	7,54	5,24	5,99

Tabelle: Statistische Werte der Windgeschwindigkeitsverteilung im Quarzsand in m/s

## Rhyolith

	<b>Bohrbetrieb</b>	<b>Materialaufnahme Radlader</b>	<b>Transportfahrt SKW</b>	<b>Leerfahrt SKW</b>	<b>Bandübergabe</b>	<b>Transportfahrt Dumper</b>	<b>Leerfahrt Dumper</b>	<b>Freifläche</b>
Arithmetischer Mittelwert	11,8	15,2	14,5	15,0	12,6	6,2	8,7	14,1
Median	11,7	15,1	14,4	14,8	13,6	6,5	7,3	16,2
25%-Quantil	7,4	10,3	11,9	13,0	11,7	4,4	5,8	10,9
75%-Quantil	17,3	16,3	18,0	18,0	15,6	7,0	10,4	18,2
Quartilsdifferenz	9,9	6,0	6,1	5,0	3,9	2,6	4,6	7,3
Maximum	21,3	41,1	20,4	20,4	17,4	13,1	13,1	21,7
Minimum	0,3	3,0	4,3	4,3	1,8	1,7	4,3	0,1
Spannweite	21,0	38,1	16,1	16,1	15,6	11,4	8,8	21,6

Tabelle: Statistische Werte der Temperaturverteilung im Rhyolith in °C

	<b>Bohrbetrieb</b>	<b>Materialaufnahme Radlader</b>	<b>Transportfahrt SKW</b>	<b>Leerfahrt SKW</b>	<b>Bandübergabe</b>	<b>Transportfahrt Dumper</b>	<b>Leerfahrt Dumper</b>	<b>Freifläche</b>
Arithmetischer Mittelwert	58,1	60,7	46,4	44,8	63,9	46,5	41,9	49,6
Median	55,8	61,7	46,0	45,0	65,5	45,8	43,7	47,0
25%-Quantil	39,2	45,9	37,0	35,9	52,2	43,7	14,2	40,2
75%-Quantil	65,4	77,7	51,8	50,2	74,0	53,5	67,1	55,4
Quartilsdifferenz	26,2	31,8	14,8	14,3	21,8	9,8	52,9	15,2
Maximum	95,0	95,0	95,0	95,0	85,8	73,0	73,0	89,7
Minimum	31,5	20,4	20,0	20,0	35,6	12,7	12,7	32,2
Spannweite	63,5	74,6	75,0	75,0	50,2	60,3	60,3	57,5

Tabelle: Statistische Werte der Luftfeuchtigkeitsverteilung im Rhyolith in %

	<b>Bohrbetrieb</b>	<b>Materialaufnahme Radlader</b>	<b>Transportfahrt SKW</b>	<b>Leerfahrt SKW</b>	<b>Bandübergabe</b>	<b>Transportfahrt Dumper</b>	<b>Leerfahrt Dumper</b>	<b>Freifläche</b>
Arithmetischer Mittelwert	1,43	0,97	1,21	1,22	1,08	1,81	2,43	2,55
Median	1,18	0,83	1,14	1,18	0,84	1,50	2,02	2,31
25%-Quantil	0,34	0,54	0,60	0,60	0,32	0,20	1,23	1,37
75%-Quantil	2,20	1,29	1,66	1,70	1,57	2,35	4,22	3,55
Quartilsdifferenz	1,86	0,75	1,06	1,10	1,25	2,15	2,99	2,18
Maximum	4,42	4,30	4,50	3,10	6,44	7,71	5,09	6,88
Minimum	0,01	0,01	0,10	0,10	0,01	0,01	0,10	0,05
Spannweite	4,41	4,29	4,40	3,00	6,43	7,70	4,99	6,83

Tabelle: Statistische Werte der Windgeschwindigkeitsverteilung im Rhyolith in m/s

**Kalkstein**

	<b>Bohrbetrieb</b>	<b>Materialaufnahme Tieflöffelbagger</b>	<b>Transportfahrt SKW</b>	<b>Leerfahrt SKW</b>	<b>Freifläche</b>
Arithmetischer Mittelwert	15,8	11,5	12,7	12,9	13,9
Median	20,9	12,7	15,7	15,6	15,4
25%-Quantil	4,1	4,9	4,9	4,9	10,9
75%-Quantil	22,3	13,1	17,2	17,2	19,6
Quartilsdifferenz	18,2	8,2	12,3	12,3	8,7
Maximum	25,0	20,1	25,6	25,6	29,0
Minimum	3,2	2,4	1,2	1,2	1,3
Spannweite	21,8	17,7	24,4	24,4	27,7

**Tabelle: Statistische Werte der Temperaturverteilung im Kalkstein in °C**

	<b>Bohrbetrieb</b>	<b>Materialaufnahme Tieflöffelbagger</b>	<b>Transportfahrt SKW</b>	<b>Leerfahrt SKW</b>	<b>Freifläche</b>
Arithmetischer Mittelwert	63,6	68,8	60,5	59,8	53,2
Median	56,3	69,1	61,0	60,6	53,9
25%-Quantil	52,5	68,5	50,5	48,7	44,0
75%-Quantil	80,1	78,0	71,3	71,3	58,3
Quartilsdifferenz	27,6	9,5	20,8	22,6	14,3
Maximum	95,0	94,0	95,0	95,0	95,0
Minimum	34,3	31,8	25,3	25,3	26,3
Spannweite	60,7	62,2	69,7	69,7	68,7

**Tabelle: Statistische Werte der Luftfeuchtigkeitsverteilung im Kalkstein in %**

	<b>Bohrbetrieb</b>	<b>Materialaufnahme Tiefloßbagger</b>	<b>Transportfahrt SKW</b>	<b>Leerfahrt SKW</b>	<b>Freifläche</b>
Arithmetischer Mittelwert	1,36	2,10	1,79	1,79	2,01
Median	1,06	1,98	1,54	1,65	1,86
25%-Quantil	0,68	1,17	0,86	0,87	0,87
75%-Quantil	1,89	3,08	2,47	2,47	2,85
Quartilsdifferenz	1,21	1,91	1,61	1,60	1,98
Maximum	4,43	4,19	5,60	5,60	7,00
Minimum	0,13	0,10	0,07	0,10	0,10
Spannweite	4,30	4,09	5,53	5,50	6,90

Tabelle: Statistische Werte der Windgeschwindigkeitsverteilung im Kalkstein in m/s

**Gabbro**

	<b>Bohrbetrieb</b>	<b>Transportfahrt SKW</b>	<b>Leerfahrt SKW</b>	<b>Materialaufgabe SKW</b>	<b>Freifläche</b>
Arithmetischer Mittelwert	14,7	15,0	15,1	18,2	16,1
Median	14,1	15,5	15,5	16,8	15,7
25%-Quantil	11,0	11,2	11,2	14,9	12,4
75%-Quantil	18,1	18,9	18,9	18,5	21,8
Quartilsdifferenz	7,1	7,7	7,7	3,6	9,4
Maximum	25,4	25,2	33,2	33,5	28,5
Minimum	6,4	3,8	3,8	5,4	4,9
Spannweite	19,0	21,4	29,4	28,1	23,6

Tabelle: Statistische Werte der Temperaturverteilung im Gabbro in °C

	<b>Bohrbetrieb</b>	<b>Transportfahrt SKW</b>	<b>Leerfahrt SKW</b>	<b>Materialaufgabe SKW</b>	<b>Freifläche</b>
Arithmetischer Mittelwert	39,3	54,3	54,4	48,9	48,6
Median	37,1	53,0	53,5	52,3	48,0
25%-Quantil	29,4	40,2	43,0	34,6	42,1
75%-Quantil	49,6	67,3	67,3	60,6	57,8
Quartilsdifferenz	20,2	27,1	24,3	26,0	15,7
Maximum	68,0	85,0	85,0	76,0	82,0
Minimum	24,4	32,1	32,1	22,2	22,8
Spannweite	43,6	52,9	52,9	53,8	59,2

Tabelle: Statistische Werte der Luftfeuchtigkeitsverteilung im Gabbro in %

	<b>Bohrbetrieb</b>	<b>Transportfahrt SKW</b>	<b>Leerfahrt SKW</b>	<b>Materialaufgabe SKW</b>	<b>Freifläche</b>
Arithmetischer Mittelwert	1,17	1,41	1,31	2,14	1,71
Median	1,12	1,09	1,01	1,64	1,53
25%-Quantil	0,63	0,48	0,40	0,80	0,74
75%-Quantil	1,56	2,05	1,88	3,07	2,37
Quartilsdifferenz	0,93	1,57	1,48	2,27	1,63
Maximum	3,70	5,89	5,27	9,09	8,59
Minimum	0,13	0,01	0,05	0,05	0,08
Spannweite	3,57	5,88	5,22	9,04	8,51

Tabelle: Statistische Werte der Windgeschwindigkeitsverteilung im Gabbro in m/s

**Gabbro 2**

	<b>Transportfahrt SKW</b>	<b>Leerfahrt SKW</b>
Arithmetischer Mittelwert	8,4	9,1
Median	9,2	9,4
25%-Quantil	4,2	4,4
75%-Quantil	12,8	13,2
Quartilsdifferenz	8,6	8,8
Maximum	18,4	18,4
Minimum	0,6	0,6
Spannweite	17,8	17,8

**Tabelle: Statistische Werte der Temperaturverteilung im Gabbro 2 in °C**

	<b>Transportfahrt SKW</b>	<b>Leerfahrt SKW</b>
Arithmetischer Mittelwert	59,0	58,6
Median	56,6	55,7
25%-Quantil	46,8	46,5
75%-Quantil	70,7	70,7
Quartilsdifferenz	23,9	24,2
Maximum	89,2	89,2
Minimum	39,1	39,1
Spannweite	50,1	50,1

**Tabelle: Statistische Werte der Luftfeuchtigkeitsverteilung im Gabbro 2 in %**

	<b>Transportfahrt SKW</b>	<b>Leerfahrt SKW</b>
Arithmetischer Mittelwert	0,90	0,94
Median	0,68	0,67
25%-Quantil	0,30	0,30
75%-Quantil	1,31	1,35
Quartilsdifferenz	1,01	1,05
Maximum	4,76	4,11
Minimum	0,01	0,01
Spannweite	4,75	4,10

**Tabelle: Statistische Werte der Windgeschwindigkeitsverteilung im Gabbro 2 in m/s**





## Anhang – Auswirkungen der Einflussfaktoren

### Materialfeuchtigkeit

Muschelkalk					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	Materialfeuchtigkeit		
			< 5 %	5 % - 10 %	> 10 %
PM1	Materialaufnahme	mg/t	12,69	9,12	8,13
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	6,72	1,48	0,33
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	9,99	1,15	0,37
	Materialaufgabe	mg/t	231,1	23,20	0,56
	Prallbrecher	mg/t	2396	378,7	69,23
	Bandübergabe	mg/t	753,7	162,2	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	2,65	16,35	-
PM2,5	Materialaufnahme	mg/t	13,11	9,57	8,71
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	7,08	1,50	0,34
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	10,36	1,17	0,39
	Materialaufgabe	mg/t	233,3	24,00	0,60
	Prallbrecher	mg/t	2442	386,9	72,83
	Bandübergabe	mg/t	759,5	163,3	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	2,67	16,34	-
PM10	Materialaufnahme	mg/t	20,65	12,60	12,80
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	13,00	1,72	0,44
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	20,06	1,29	0,59
	Materialaufgabe	mg/t	311,2	33,64	0,98
	Prallbrecher	mg/t	3459	536,7	119,3
	Bandübergabe	mg/t	999,9	218,2	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	3,54	16,61	-

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Materialfeuchtigkeit im Muschelkalk

Quarzsand					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	Materialfeuchtigkeit		
			< 5 %	5 % - 10 %	> 10 %
PM1	Materialaufnahme	mg/t	17,70	2,14	0,12
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1049	31,83	-
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1142	22,45	-
	Materialaufgabe	mg/t	95,53	10,71	-
	Bandtransport	mg/(m*h)	255,0	47,75	6,40
	Bandübergabe	mg/t	1,30	4,43	0,65
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	454,2	9,20	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	489,7	9,70	-
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	4,36	1,31	-
PM2,5	Materialaufnahme	mg/t	18,04	2,17	0,14
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1073	32,10	-
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1164	22,70	-
	Materialaufgabe	mg/t	96,45	10,82	-
	Bandtransport	mg/(m*h)	268,4	48,12	6,14
	Bandübergabe	mg/t	1,37	4,73	0,69
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	464,7	9,25	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	507,0	9,84	-
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	4,38	1,31	-
PM10	Materialaufnahme	mg/t	26,06	3,14	0,15
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1644	42,87	-
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1658	29,70	-
	Materialaufgabe	mg/t	130,6	13,88	-
	Bandtransport	mg/(m*h)	440,2	63,37	8,21
	Bandübergabe	mg/t	1,59	5,31	0,82
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	716,0	10,84	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	899,6	12,48	-
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	5,83	1,50	-

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Materialfeuchtigkeit im Quarzsand

<b>Rhyolith</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Materialfeuchtigkeit</b>		
			<b>&lt; 5 %</b>	<b>5 % - 10 %</b>	<b>&gt; 10 %</b>
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	11216	-	-
	Materialaufnahme	mg/t	62,26	24,39	13,32
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	174,7	14,02	-
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	420,8	26,97	-
	Bandübergabe	mg/t	2472	4646	-
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	330,4	13,36	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	341,3	14,88	-
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	19,80	17,32	-
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	11471	-	-
	Materialaufnahme	mg/t	64,40	26,13	14,34
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	177,6	14,43	-
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	429,6	27,73	-
	Bandübergabe	mg/t	2525	4774	-
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	336,8	13,49	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	351,3	15,01	-
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	20,50	18,81	-
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	17394	-	-
	Materialaufnahme	mg/t	103,2	44,90	25,04
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	311,2	24,06	-
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	765,2	48,55	-
	Bandübergabe	mg/t	3881	7583	-
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	563,5	21,10	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	601,0	23,12	-
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	25,63	19,23	-

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Materialfeuchtigkeit im Rhyolith

<b>Kalkstein</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Materialfeuchtigkeit</b>		
			<b>&lt; 5 %</b>	<b>5 % - 10 %</b>	<b>&gt; 10 %</b>
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	2943	-	-
	Materialaufnahme	mg/t	21,34	5,28	14,81
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	316,9	5,55	1,91
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	134,1	3,86	1,62
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	6,64	0,48	13,97
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	3023	-	-
	Materialaufnahme	mg/t	22,30	5,56	15,44
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	329,4	5,73	1,97
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	139,8	3,96	1,64
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	7,05	0,77	14,07
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	4662	-	-
	Materialaufnahme	mg/t	29,60	7,44	18,29
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	519,7	8,06	2,70
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	221,4	5,37	1,81
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	9,46	0,98	14,16

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Materialfeuchtigkeit im Kalkstein

Gabbro					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	Materialfeuchtigkeit		
			< 5 %	5 % - 10 %	> 10 %
PM1	Bohrbetrieb	mg/m	24402	-	-
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	1101	6,83	-
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	608,4	2,02	-
	Abkippvorgang SKW	mg/t	137,4	216,2	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	7,70	12,43	-
PM2,5	Bohrbetrieb	mg/m	25045	-	-
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	1128	6,96	-
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	622,5	2,04	-
	Abkippvorgang SKW	mg/t	143,8	233,1	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	7,84	12,00	-
PM10	Bohrbetrieb	mg/m	34643	-	-
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	1672	9,60	-
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	922,6	2,51	-
	Abkippvorgang SKW	mg/t	198,1	288,5	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	9,13	12,72	-

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Materialfeuchtigkeit im Gabbro

**Lufttemperatur**

<b>Muschelkalk</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Lufttemperatur</b>		
			<b>&lt; 10 °C</b>	<b>10 °C – 20 °C</b>	<b>&gt; 20 °C</b>
<b>PM1</b>	Materialaufnahme	mg/t	11,96	10,93	13,62
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	0,24	4,08	11,24
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1,58	7,18	1,48
	Materialaufgabe	mg/t	25,04	249,0	42,47
	Prallbrecher	mg/t	1405	710,5	536,6
	Bandübergabe	mg/t	204,1	651,2	192,1
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	14,45	1,60	7,28
<b>PM2,5</b>	Materialaufnahme	mg/t	12,38	11,41	13,85
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	0,25	4,31	11,56
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1,68	7,41	1,53
	Materialaufgabe	mg/t	25,51	251,1	43,86
	Prallbrecher	mg/t	1429	729,9	546,3
	Bandübergabe	mg/t	206,0	656,1	193,5
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	14,45	1,63	7,27
<b>PM10</b>	Materialaufnahme	mg/t	19,41	16,99	20,19
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	0,42	8,09	15,93
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	3,02	14,03	2,55
	Materialaufgabe	mg/t	38,15	333,0	62,29
	Prallbrecher	mg/t	1913	1182	730,9
	Bandübergabe	mg/t	278,7	863,6	257,9
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	14,62	2,49	8,10

**Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Lufttemperatur im Muschelkalk**

Quarzsand					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	Lufttemperatur		
			< 10 °C	10 °C – 20 °C	> 20 °C
PM1	Materialaufnahme	mg/t	0,10	3,21	6,65
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	68,48	712,5	1065
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	42,68	271,4	1264
	Materialaufgabe	mg/t	37,77	25,54	13,86
	Bandtransport	mg/(m*h)	88,66	91,51	54,26
	Bandübergabe	mg/t	4,30	0,91	6,29
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	233,2	180,7
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	600,0	53,25
	Freifläche	mg/(m²*h)	1,93	2,59	2,03
PM2,5	Materialaufnahme	mg/t	0,11	3,26	6,78
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	69,14	734,4	1087
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	43,23	277,9	1287
	Materialaufgabe	mg/t	38,14	25,69	14,07
	Bandtransport	mg/(m*h)	92,67	94,44	55,07
	Bandübergabe	mg/t	4,53	0,96	6,74
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	241,3	183,7
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	622,5	54,36
	Freifläche	mg/(m²*h)	1,96	2,59	2,02
PM10	Materialaufnahme	mg/t	0,15	4,78	9,76
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	95,56	1286	1594
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	59,58	442,6	1815
	Materialaufgabe	mg/t	52,63	32,93	18,02
	Bandtransport	mg/(m*h)	154,9	135,5	75,81
	Bandübergabe	mg/t	5,15	1,22	7,42
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	420,6	260,9
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	-	1146	74,07
	Freifläche	mg/(m²*h)	2,06	3,76	2,26

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Lufttemperatur im Quarzsand

<b>Rhyolith</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Lufttemperatur</b>		
			<b>&lt; 10 °C</b>	<b>10 °C – 20 °C</b>	<b>&gt; 20 °C</b>
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	1960	19792	7664
	Materialaufnahme	mg/t	54,30	44,56	28,55
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	16,86	150,6	46,50
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	2,18	374,7	119,0
	Bandübergabe	mg/t	7317	2828	-
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	14,77	1868	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	10,19	608,1	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	10,69	26,49	0,74
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	1999	20199	8070
	Materialaufnahme	mg/t	56,26	46,47	29,87
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	17,13	153,1	47,54
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	2,22	382,5	121,8
	Bandübergabe	mg/t	7479	2909	-
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	15,12	1904	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	10,3	626,1	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	11,18	27,38	1,13
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	3064	30093	14689
	Materialaufnahme	mg/t	91,23	75,25	51,29
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	26,51	268,9	76,84
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	3,33	680,8	220,5
	Bandübergabe	mg/t	11478	4660	-
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	24,46	3189	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	14,49	1074	-
	Freifläche	mg/(m²*h)	13,11	33,82	3,26

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Lufttemperatur im Rhyolith



<b>Kalkstein</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Lufttemperatur</b>		
			<b>&lt; 10 °C</b>	<b>10 °C – 20 °C</b>	<b>&gt; 20 °C</b>
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	1779	8628	2417
	Materialaufnahme	mg/t	27,36	2,16	4,40
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	46,16	149,1	1275
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	10,32	97,00	292,6
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	3,85	9,03	3,73
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	1832	8888	2476
	Materialaufnahme	mg/t	28,64	2,28	4,60
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	47,48	154,9	1328
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	10,47	100,6	309,2
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	4,02	9,44	3,61
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	2592	14542	3775
	Materialaufnahme	mg/t	37,09	3,17	6,72
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	71,79	250,3	2054
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	13,51	161,9	479,4
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	4,19	11,89	3,98

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Lufttemperatur im Kalkstein

<b>Gabbro</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Lufttemperatur</b>		
			<b>&lt; 10 °C</b>	<b>10 °C – 20 °C</b>	<b>&gt; 20 °C</b>
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	26567	23627	28369
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	3,74	1022	1214
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	10,75	588,0	532,3
	Abkippvorgang SKW	mg/t	15,34	156,2	153,6
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	9,84	3,12	16,83
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	27207	24259	29121
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	3,77	1046	1245
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	10,83	600,6	546,9
	Abkippvorgang SKW	mg/t	15,88	164,8	161,7
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	9,87	3,22	17,09
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	35582	33500	43772
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	4,46	1533	1885
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	14,51	890,1	811,5
	Abkippvorgang SKW	mg/t	22,41	218,3	225,0
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	10,67	3,72	20,48

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Lufttemperatur im Gabbro

**Relative Luftfeuchtigkeit**

<b>Muschelkalk</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>relative Luftfeuchtigkeit</b>		
			<b>&lt; 50 %</b>	<b>50 % – 75 %</b>	<b>&gt; 75 %</b>
<b>PM1</b>	Materialaufnahme	mg/t	21,49	8,58	8,96
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	9,22	2,83	0,95
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	16,34	1,42	0,95
	Materialaufgabe	mg/t	318,6	22,46	7,22
	Prallbrecher	mg/t	1069	982,9	821,0
	Bandübergabe	mg/t	437,3	645,7	151,5
	Freifläche	mg/(m²*h)	3,12	8,48	-
<b>PM2,5</b>	Materialaufnahme	mg/t	22,04	8,96	9,41
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	9,83	2,91	0,97
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	16,92	1,49	0,97
	Materialaufgabe	mg/t	321,5	23,13	7,50
	Prallbrecher	mg/t	1106	1000	838,7
	Bandübergabe	mg/t	440,9	650,7	152,2
	Freifläche	mg/(m²*h)	3,17	8,47	-
<b>PM10</b>	Materialaufnahme	mg/t	35,04	13,64	12,65
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	20,13	3,99	1,16
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	32,47	3,06	1,18
	Materialaufgabe	mg/t	428,9	31,84	10,82
	Prallbrecher	mg/t	2189	1344	1161
	Bandübergabe	mg/t	712,0	844,0	190,7
	Freifläche	mg/(m²*h)	4,53	8,68	-

**Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit im Muschelkalk**

Quarzsand					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	relative Luftfeuchtigkeit		
			< 50 %	50 % - 75 %	> 75 %
PM1	Materialaufnahme	mg/t	10,66	0,83	0,26
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1209	298,2	0,14
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1274	293,3	1,71
	Materialaufgabe	mg/t	54,01	12,11	0,80
	Bandtransport	mg/(m*h)	148,2	21,29	4,16
	Bandübergabe	mg/t	9,95	0,54	3,53
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	554,3	138,7	3,77
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	936,4	37,06	1,68
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	3,54	1,37	1,22
PM2,5	Materialaufnahme	mg/t	10,86	0,84	0,27
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1239	302,5	0,14
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1299	298,1	1,74
	Materialaufgabe	mg/t	54,55	12,21	0,82
	Bandtransport	mg/(m*h)	153,1	21,16	4,53
	Bandübergabe	mg/t	10,67	0,58	3,67
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	568,4	141,4	3,75
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	969,9	38,02	1,73
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	3,54	1,37	1,22
PM10	Materialaufnahme	mg/t	15,79	1,16	0,30
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1935	424,6	0,16
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1861	410,6	2,49
	Materialaufgabe	mg/t	72,78	16,04	0,87
	Bandtransport	mg/(m*h)	233,6	24,18	5,24
	Bandübergabe	mg/t	11,99	0,68	4,07
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	899,5	207,1	3,74
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	1745	53,95	1,80
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	4,71	1,49	1,33

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit im Quarzsand

<b>Rhyolith</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>relative Luftfeuchtigkeit</b>		
			<b>&lt; 50 %</b>	<b>50 % - 75 %</b>	<b>&gt; 75 %</b>
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	19546	6308	2701
	Materialaufnahme	mg/t	61,73	46,11	24,50
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	72,42	270,3	5,13
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	332,9	347,9	0,39
	Bandübergabe	mg/t	3405	2949	7901
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	441,9	31,77	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	507,5	11,23	-
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	11,37	35,88	8,96
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	19989	6461	2748
	Materialaufnahme	mg/t	64,13	47,65	26,17
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	73,64	274,8	5,28
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	340,1	354,8	0,39
	Bandübergabe	mg/t	3466	3034	8104
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	450,3	32,50	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	522,6	11,31	-
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	11,79	37,00	10,20
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	29303	10924	4260
	Materialaufnahme	mg/t	105,9	74,39	44,82
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	123,5	492,2	8,61
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	602,3	639,6	0,49
	Bandübergabe	mg/t	5245	4887	12564
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	753,6	53,67	-
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	895,8	16,14	-
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	15,26	44,99	12,37

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit im Rhyolith

<b>Kalkstein</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>relative Luftfeuchtigkeit</b>		
			<b>&lt; 50 %</b>	<b>50 % - 75 %</b>	<b>&gt; 75 %</b>
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	8628	2438	1611
	Materialaufnahme	mg/t	8,72	9,92	6,93
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	626,2	87,50	1,93
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	255,2	33,01	1,16
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	5,51	8,14	9,41
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	8888	2496	1665
	Materialaufnahme	mg/t	9,22	10,44	7,17
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	652,6	90,30	2,05
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	267,0	33,96	1,21
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	5,84	8,54	9,53
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	14542	3755	2416
	Materialaufnahme	mg/t	13,40	13,86	8,76
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	1030	141,8	2,43
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	425,9	51,94	1,37
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	8,60	9,82	9,63

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit im Kalkstein

<b>Gabbro</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>relative Luftfeuchtigkeit</b>		
			<b>&lt; 50 %</b>	<b>50 % - 75 %</b>	<b>&gt; 75 %</b>
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	24092	26567	-
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	1625	311,7	3,48
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	847,9	216,7	1,88
	Abkippvorgang SKW	mg/t	105,4	195,4	0,78
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	8,61	6,54	12,43
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	24736	27207	-
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	1665	319,4	3,51
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	868,2	221,0	1,90
	Abkippvorgang SKW	mg/t	111,0	206,2	0,83
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	8,77	6,64	12,00
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	34509	35582	-
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	2462	477,2	3,86
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	1291	323,4	2,12
	Abkippvorgang SKW	mg/t	153,1	272,2	1,20
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	10,34	7,57	12,72

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit im Gabbro

# Windgeschwindigkeit

Muschelkalk					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	Windgeschwindigkeit		
			< 1 m/s	1 m/s - 2 m/s	> 2 m/s
PM1	Materialaufnahme	mg/t	8,21	25,95	25,35
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1,13	4,68	4,11
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	0,87	8,20	5,05
	Materialaufgabe	mg/t	55,19	252,6	239,7
	Prallbrecher	mg/t	250,9	544,8	2650
	Bandübergabe	mg/t	308,0	593,5	1525
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	1,92	4,09	13,65
PM2,5	Materialaufnahme	mg/t	8,49	27,06	26,34
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1,16	4,95	4,27
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	0,90	8,47	5,26
	Materialaufgabe	mg/t	56,09	254,4	242,8
	Prallbrecher	mg/t	256,5	558,1	2698
	Bandübergabe	mg/t	309,8	598,1	1538
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	1,94	4,07	13,68
PM10	Materialaufnahme	mg/t	12,35	42,88	42,87
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1,77	9,21	6,79
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	1,49	16,15	9,77
	Materialaufgabe	mg/t	81,67	318,4	340,8
	Prallbrecher	mg/t	370,9	836,1	3693
	Bandübergabe	mg/t	399,7	798,5	2018
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	2,48	4,67	14,72

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit im Muschelkalk



Quarzsand					
	Betriebsvorgang/Staubquelle	Einheit	Windgeschwindigkeit		
			< 1 m/s	1 m/s - 2 m/s	> 2 m/s
PM1	Materialaufnahme	mg/t	1,15	6,30	23,89
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	508,9	501,0	1413
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	571,1	858,8	1044
	Materialaufgabe	mg/t	7,72	17,60	50,08
	Bandtransport	mg/(m*h)	9,52	40,56	195,4
	Bandübergabe	mg/t	1,30	7,01	13,14
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	166,5	224,3	204,0
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	124,5	411,6	140,7
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	0,82	3,19	2,69
PM2,5	Materialaufnahme	mg/t	1,17	6,39	24,34
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	518,2	510,4	1452
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	582,8	872,6	1065
	Materialaufgabe	mg/t	7,79	17,84	50,52
	Bandtransport	mg/(m*h)	9,40	41,20	201,7
	Bandübergabe	mg/t	1,38	7,53	13,91
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	169,4	230,9	208,1
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	127,6	428,6	144,2
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	0,82	3,18	2,70
PM10	Materialaufnahme	mg/t	1,64	8,86	35,76
	Transportfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	745,3	742,3	2376
	Leerfahrt Radlader	mg/(m*Fzg)	824,6	1209	1575
	Materialaufgabe	mg/t	10,04	23,30	67,75
	Bandtransport	mg/(m*h)	11,88	59,96	298,0
	Bandübergabe	mg/t	1,53	8,57	15,63
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	249,1	377,8	306,7
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	223,7	770,4	238,6
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	0,84	4,36	3,34

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit im Quarzsand

<b>Rhyolith</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Windgeschwindigkeit</b>		
			<b>&lt; 1 m/s</b>	<b>1 m/s - 2 m/s</b>	<b>&gt; 2 m/s</b>
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	1501	7585	30364
	Materialaufnahme	mg/t	28,04	49,59	145,7
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	59,19	189,7	164,3
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	80,81	342,9	886,7
	Bandübergabe	mg/t	393,3	4267	12291
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	4,33	38,85	831,4
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	1,01	13,39	554,2
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	0,72	4,88	30,56
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	1548	7799	30996
	Materialaufnahme	mg/t	29,00	52,01	152,2
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	60,03	192,9	167,6
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	82,28	350,4	905,3
	Bandübergabe	mg/t	409,1	4367	12607
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	4,37	39,80	847,2
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	1,02	13,48	570,6
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	0,87	5,14	31,64
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	2625	12702	45750
	Materialaufnahme	mg/t	45,61	85,99	254,6
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	101,5	339,0	299,6
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	143,8	637,4	1590
	Bandübergabe	mg/t	688,4	6858	19759
	Transportfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	6,25	65,93	1419
	Leerfahrt Dumper	mg/(m*Fzg)	1,39	19,35	978,1
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	2,20	7,15	38,69

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit im Rhyolith

<b>Kalkstein</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Windgeschwindigkeit</b>		
			<b>&lt; 1 m/s</b>	<b>1 m/s - 2 m/s</b>	<b>&gt; 2 m/s</b>
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	1390	3219	5843
	Materialaufnahme	mg/t	11,77	8,69	8,14
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	67,63	267,5	254,8
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	42,32	77,55	134,6
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	1,19	7,92	10,78
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	1430	3302	6005
	Materialaufnahme	mg/t	12,37	9,07	8,56
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	70,21	278,2	264,8
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	43,94	80,62	140,7
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	1,25	8,40	11,22
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	2036	5276	9350
	Materialaufnahme	mg/t	16,15	11,84	11,39
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	110,9	442,5	414,0
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	71,00	128,5	220,2
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	1,73	11,32	13,01

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit im Kalkstein

<b>Gabbro</b>					
	<b>Betriebsvorgang/Staubquelle</b>	<b>Einheit</b>	<b>Windgeschwindigkeit</b>		
			<b>&lt; 1 m/s</b>	<b>1 m/s - 2 m/s</b>	<b>&gt; 2 m/s</b>
<b>PM1</b>	Bohrbetrieb	mg/m	15076	25739	61233
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	304,1	801,8	2018
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	233,4	511,5	1011
	Abkippvorgang SKW	mg/t	79,55	143,9	214,3
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	2,12	7,11	14,15
<b>PM2,5</b>	Bohrbetrieb	mg/m	15504	26386	62865
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	310,2	821,8	2069
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	238,4	522,9	1036
	Abkippvorgang SKW	mg/t	82,32	150,8	227,9
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	2,17	7,22	14,40
<b>PM10</b>	Bohrbetrieb	mg/m	21509	36907	84620
	Transportfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	454,2	1216	3076
	Leerfahrt SKW	mg/(m*Fzg)	351,3	772,5	1543
	Abkippvorgang SKW	mg/t	116,5	201,0	301,0
	Freifläche	mg/(m <sup>2</sup> *h)	2,35	8,50	16,82

Tabelle: Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit im Gabbro